

**Analyse des Lebenszyklus einer Verpackung anhand  
der Ökobilanzen**

**Vergleichende Untersuchung eines Getränkekartons  
in der Bundesrepublik Deutschland und in der  
Russischen Föderation**

**Olga Prituzhalova**

Dissertation zur Erlangung des Grades Dr. rer. nat. im Fachbereich  
Umweltwissenschaften der Universität Lüneburg

# Inhaltsübersicht

<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>IV</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b> .....	<b>VI</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b> .....	<b>IX</b>
<b>Vorwort</b> .....	<b>1</b>
<b>Teil I: Grundlagen</b> .....	<b>2</b>
1 Einleitung .....	2
1.1 Fragestellungen.....	2
1.2 Bedeutung des Themas .....	2
1.3 Ziele der Arbeit.....	4
1.4 Aufbau der Arbeit.....	4
2 Hintergrund der Forschung .....	6
2.1 Weshalb die Ökobilanz?.....	6
2.1.1 Ziel und Nutzen der Ökobilanzen .....	6
2.1.2 Anwendungsbereiche der Ökobilanzen .....	8
2.2 Weshalb Getränkeverpackungen? .....	10
2.2.1 Aktualität der Ökobilanzierung von Getränkeverpackungen.....	10
2.2.2 Bisherige Untersuchungen der Getränkeverpackungen .....	11
2.3 Weshalb Russland?.....	12
2.3.1 Aktualität des Umweltschutzes in Russland .....	12
2.3.2 Ursachen des mangelhaften Umweltschutzes in Russland .....	14
2.3.3 Zur Notwendigkeit und Bedeutung von Ökobilanzen in Russland.....	17
<b>Teil II: Ökologische Bilanzierung</b> .....	<b>19</b>
3 Inhaltliche Grundlagen der Ökobilanzierung in den EG-Ländern.....	19
3.1 Historische Entwicklung der Ökobilanzierung.....	19
3.2 Begriff „Ökobilanz“ .....	22
3.3 Beteiligte Institutionen .....	26
3.4 ISO 14040f. und DIN-Normen .....	29
3.5 Anforderungen an Ökobilanzen.....	30
3.6 Struktur einer Ökobilanz .....	32
3.6.1 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens .....	33
3.6.2 Sachbilanz.....	35
3.6.3 Wirkungsabschätzung .....	36
3.6.4 Auswertung.....	38
3.7 Typen der Ökobilanzen .....	39
3.8 Ansätze der Ökobilanzierung .....	47
3.8.1 Typen der Ansätze der Ökobilanzierung .....	47
3.8.2 ABC-Analyse.....	48
3.8.3 Bewertung durch Umweltbelastungspunkte .....	50
3.8.4 Modell der kritischen Belastungsmengen .....	51
3.8.5 Die EPS-Methode .....	52
3.8.6 Die VNCI- Methode .....	53
3.8.7 Die Tellus-Methode .....	53
3.8.8 Die MIPS- Methode.....	54
3.8.9 Die KEA- Methode und die Methode der Grauen Energie.....	55
3.8.10 Die Methode der Toxäquivalente.....	56

3.8.11 Die CML-Methode .....	57
3.8.12 Die Methode der verbal-argumentativen Bewertung .....	57
3.8.13 Die Methode der Eco-Indikatoren .....	58
3.8.14 Die Methode der Qualitätsziel-Relationen .....	59
3.8.15 Die Methode der Nutzwertanalyse .....	59
3.9 Probleme der Ökobilanzen .....	60
3.9.1 Festlegung der Systemgrenzen .....	61
3.9.2 Datenproblem .....	62
3.9.3 Vergleichbarkeit und Einheitlichkeit .....	64
3.9.4 Grenzwertproblematik .....	65
3.9.5 Allokation .....	66
3.9.6 Wieder- und Weiterverwendung .....	67
3.10 Neue Entwicklungen der Ökobilanzierung .....	68
3.10.1 Regionalorientierte Ökobilanzen .....	68
3.10.2 Raumbezogene Ökobilanzen .....	69
3.10.3 Computerunterstützung der Ökobilanzierung .....	70
3.11 Kritische Würdigung der Ökobilanzierung .....	72
4 Die Ökobilanzierung in der Russischen Föderation .....	74
4.1 Vorläufer der Ökobilanzen .....	74
4.2 Historischer Überblick der Ökobilanzierung .....	75
4.3 Ökobilanzrelevante Regelwerke .....	76
4.4 Übersicht über die Ökobilanzforschungen .....	76
4.5 Besonderheiten der Ökobilanzierung .....	79
<b>Teil III: Ökobilanz von Getränk kartons .....</b>	<b>81</b>
5 Vergleichende Ökobilanz eines Getränk kartons in der Bundesrepublik Deutschland und in der Russischen Föderation .....	81
5.1 Forschungsvorhaben .....	81
5.2 Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens .....	82
5.2.1 Festlegung des Ziels .....	82
5.2.2 Festlegung des Untersuchungsrahmens .....	82
5.2.2.1 Beschreibung des Untersuchungsgegenstands .....	82
5.2.2.2 Beschreibung des betrachteten Verpackungssystems .....	84
5.2.2.3 Struktur der Lebenswege .....	84
5.2.2.4 Funktionelle Einheit .....	85
5.2.2.5 Systemgrenzen .....	86
5.2.2.6 Datenkategorien .....	87
5.2.2.7 Datenherkunft und Datenqualität .....	88
5.2.2.8 Allokationsverfahren .....	90
5.2.2.9 Methode der Wirkungsabschätzung .....	90
5.2.3 Festlegung der Szenarien für Verpackungssysteme in Russland .....	90
5.2.3.1 Beschreibung des Gebiets Moskau .....	91
5.2.3.2 Beschreibung des Gebiets Tyumen .....	92
5.2.3.3 Vorgehensweise bei der Datenerfassung .....	92
5.3 Sachbilanz .....	94
5.3.1 Beschreibung von Modulen .....	94
5.3.1.1 Vorketten .....	95
5.3.1.2 Packstoffherstellung .....	104
5.3.1.3 Verpackungsherstellung .....	111

5.3.1.4 Nachketten .....	121
5.3.1.5 Beseitigung .....	125
5.3.1.6 Transportvorgänge .....	150
5.3.2 Berechnungsverfahren .....	158
5.3.2.1 Allgemein.....	158
5.3.2.2 Umrechnungskoeffizienten .....	158
5.3.2.3 Fehlerabschätzung.....	165
5.4 Wirkungsbilanz.....	166
5.4.1 Auswahl der Wirkungskategorien.....	166
5.4.2 Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien .....	167
5.4.3 Methoden zur Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse .....	167
5.4.3.1 Treibhauseffekt .....	168
5.4.3.2 Photooxidantienbildung .....	169
5.4.3.3 Eutrophierung von Böden und Gewässern .....	170
5.4.3.4 Versauerung .....	171
5.4.3.5 Ressourcenbeanspruchung .....	172
5.4.3.6 Toxische Schädigung des Menschen.....	175
5.4.3.7 Toxische Schädigung der Organismen und Ökosysteme .....	175
5.4.3.8 Abfallmenge.....	175
5.4.4 Zu den optionalen Bestandteilen der Wirkungsabschätzung .....	176
5.5 Bilanzbewertung.....	176
5.5.1 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung nach Wirkungskategorien.....	177
5.5.2 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung nach Modulen.....	180
5.5.2.1 Treibhauseffekt .....	181
5.5.2.2 Photooxidantienbildung .....	182
5.5.2.3 Eutrophierung .....	183
5.5.2.4 Versauerung .....	184
5.5.2.5 Ressourcenbeanspruchung .....	185
5.5.2.6 Toxische Schädigung des Menschen.....	189
5.5.2.7 Toxische Schädigung der Organismen und Ökosysteme .....	190
5.5.2.8 Abfallmenge.....	191
5.5.3 Rangbildung der Wirkungskategorien .....	192
5.5.4 Identifizierung der ökologischen Schwachstellen und Möglichkeiten der Verbesserung von Getränkekartons.....	195
5.5.5 Empfehlungen zur Durchführung von Ökobilanzen in der Russischen Föderation.....	197
<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>198</b>
<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>200</b>
<b>Internet-Quellen.....</b>	<b>225</b>
<b>Anhang A .....</b>	<b>228</b>
<b>Anhang B .....</b>	<b>236</b>
<b>Anhang C .....</b>	<b>267</b>
<b>Anhang D .....</b>	<b>273</b>

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1. Die Umfragenergebnisse zum Thema „Aktuelle Probleme in der Russischen Föderation“	16.
Abbildung 2. Struktur einer Ökobilanz nach DIN ISO EN 14040	31.
Abbildung 3. Struktur einer Ökobilanz nach SETAC	32.
Abbildung 4. Beispiele für Wirkungsketten	36.
Abbildung 5. Schema Ökobilanz nach IÖW	39.
Abbildung 6. Betriebsbilanz am Beispiel einer Brauerei/Mälzerei	40.
Abbildung 7. Prozessbilanz am Beispiel einer Brauerei/Mälzerei	41.
Abbildung 8. Produktlinienbilanz am Beispiel einer Brauerei/Mälzerei	42.
Abbildung 9. Standortbilanz am Beispiel einer Brauerei/Mälzerei	43.
Abbildung 10. Kern- und Komplementärbilanzen	44.
Abbildung 11. Schema Ökobilanz nach Corino	45.
Abbildung 12. Typen der Ansätze der Ökobilanzierung	47.
Abbildung 13. Zuverlässigkeit, Qualität, Kompetenz, Repräsentativität und Präzision der Informationen bei der Ökobilanzierung	62.
Abbildung 14. Schematischer Lebensweg von Verbundverpackungen	84.
Abbildung 15. Ökonomische Zonen Russlands	94.
Abbildung 16. Eine grobe Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage	125.
Abbildung 17. Die modellierte Hausmülldeponie	134.
Abbildung 18. Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit vom Auslastungsgrad	150.
Abbildung 19. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung nach Wirkungskategorien	177.
Abbildung 20. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“ nach Modulen	180.
Abbildung 21. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Photooxidantienbildung“ nach Modulen	181.
Abbildung 22. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Terrestische Eutrophierung“ nach Modulen	182.
Abbildung 23. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Aquatische Eutrophierung“ nach Modulen	183.
Abbildung 24. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Versauerung“ nach Modulen	184.
Abbildung 25. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Energieressourcen“ nach	185.

Modulen	
Abbildung 26. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Materialressourcen“ nach Modulen	186.
Abbildung 27. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Wasserressourcen“ nach Modulen	187.
Abbildung 28. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Forstflächenbeanspruchung“ nach Modulen	187.
Abbildung 29. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Deponieflächenbeanspruchung“ nach Modulen	188.
Abbildung 30. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Toxische Schädigung des Menschen“ nach Modulen	189.
Abbildung 31. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Toxische Schädigung der Organismen und Ökosysteme“ nach Modulen	190.
Abbildung 32. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Abfallmenge“ nach Modulen	191.
Abbildung 33. Graphische Darstellung des Vergleichs von hierarchisierten Wirkungskategorien	193.
Abbildung A-1. Bewaldungsprozent Russlands, %	230.
Abbildung A-2. Durchschnittlicher Holzvorrat in Russland im Jahr 2002, m <sup>3</sup> /ha	230.
Abbildung A-3. Anteil des Holzeinschlages vom durchschnittlichen Holzzuwachs in Russland	231.
Abbildung A-4. MVA in Deutschland	232.
Abbildung A-5. MVA-Standorte in Russland	233.

## ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

AOX	Adsorbable Organic Halogens
AP	Acidification Potential
APME	Association of Plastics Manufacturers in Europe
As	Arsen
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BSB <sub>5</sub>	Biologischer Sauerstoffbedarf
BUS	Bundesamt für Umweltschutz
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
Cd	Cadmium
CML	Centrum for Milieukunde
CO	Kohlenmonoxid
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid
Cr	Chrom
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Cu	Kupfer
DIN	Deutsches Institut für Normung
DIN EN ISO	Deutsche Version von EN ISO-Normen
DSD	Duales System Deutschland
E.V.	Eingetragener Verein
E.V.A.	Energieverwertungsagentur
EAA	European Aluminium Association
EMPA	Eidgenössische Materialprüfungsanstalt
EPA	Environmental Protection Agency
EPS	Environmental Priority Strategies
ETH	Eidgenössische Technische Hochschule
GDA	Gesamtverband der deutschen Aluminiumindustrie e.V.
GEMIS	Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme
GIBDD	Staatliche Inspektion der Sicherheit von Straßenverkehr (vom Russischen: Gosudarstvennaja Inspekcija Bezopasnosti Dorožnogo Dviženija)
GoB	Grundsätze ordnungsmäßiger Buchführung und Bilanzierung
GOST	Staatliche Organisation für Standardisierung und Metrologie (vom

	Russischen: Gosudarstvennaja Organizacija Standartov i Trebovanij)
GQM	Gesellschaft für Qualitätsmanagement
GUVD	Hauptverwaltung der Innensachen (vom Russischen: Glavnoe Upravlenie Vnutrennih Del)
GVM	Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung
GWP	Global Warming Potential
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Wasserstoffperoxid
HCl	Chlorwasserstoff
HF	Fluorwasserstoff
Hg	Quecksilber
HOK	Herdofenkoks
ifeu	Institut für Energie- und Umweltforschung
IÖW	Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung
ISO	International Organization for Standardisation
KEA	kumulierter Energieaufwand
Kfz	Kraftfahrzeug
KQR	Konzept der Qualitätsziel-Relationen
LDPE	Low Density Polyethylene
LKW	Lastkraftwagen
MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen
MIK	Maximale Immissions-Konzentrationen
MIPS	Materialintensität pro Serviceeinheit
MVA	Müllverbrennungsanlage
NAGUS	Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes
NCPOCP	Nitrogen Corrected Photochemical Ozone Creation Potential
NH <sub>3</sub>	Ammoniak
Ni	Nickel
NII	Forschungsinstitut (vom Russischen: Naučno–issledovatelskij Institut)
NLÖ	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
NMVOC	Non-Methane Volatile Organic Compounds
NO <sub>x</sub>	Stickoxide
NP	Nitrification Potential
Ö.B.U.	Schweizerische Vereinigung für umweltbewusste Unternehmensführung

Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD	Polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
PKW	Personenkraftwagen
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential
PWMI	European Center for Plastics and the Environment Plastics Waste Management Institute
REA-Gips	Gips aus <b>R</b> auchgasentschwefelungs <b>a</b> nlagen
REFIA	Russische ökologische föderale informationelle Agentur (vom Russischen: Rossijskoe Ékologičeskoe Federalnoe Informacionnoe Agenstvo)
RGR	Rauchgasreinigung
RiL	Rohstoffe in Lagerstätten
ROÄq	Rohöl-Äquivalent
RSFSR	Russische Socialistische Föderative Sovjetische Republik (vom Russischen: Rossijskaja Socialističeskaja Federativnaja Sovjetskaja Respublika)
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SO <sub>2</sub>	Schwefeldioxid
SoÉS	Social-ökologischer Bund
TOC	Total Organic Carbon
TR	Technical Report
TS	Technical Specification
UBA	Umweltbundesamt
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VNCI	Verband der niederländischen chemischen Industrie
VNIILM	Vserrossijskij Naučno–issledovatel'skij Institut Lesovodstva i Mehanizacii lesnogo hoz'jajstva (vom Russischen: Rissisches Forschungsinstitut für Forstwesen und Mechanisierung der Forstwirtschaft)
VOC	Volatile organic compounds
Zn	Zink

## TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1. Nutzenpotenziale der Ökobilanzen für verschiedene Nutzergruppen	6.
Tabelle 2. Russland im Vergleich zu Deutschland: Basischarakteristiken	12.
Tabelle 3. Russland im Vergleich zu Deutschland: Umweltverschmutzung	13.
Tabelle 4. ISO 14040ff. - Normenliste	29.
Tabelle 5. Hauptanforderungen an die Ökobilanzen	30.
Tabelle 6. Zusätzliche Anforderungen an die Ökobilanzen	30.
Tabelle 7. Beispiel für Betrachtungsgrenzen	33.
Tabelle 8. Ausgewählte Bestandteile der Festlegung vom Untersuchungsrahmen	33.
Tabelle 9. Struktur der Sachbilanz	34.
Tabelle 10. Zu berücksichtigende Charakteristiken der Einwirkungen	38.
Tabelle 11. Typisierung der Ökobilanzierungsansätze	46.
Tabelle 12. ABC-Raster nach IÖW	48.
Tabelle 13. Kriterien der Systemabgrenzung	61.
Tabelle 14. Ökobilanzsoftware	69.
Tabelle 15. ISO 14040ff. und GOST R ISO – Normenliste	75.
Tabelle 16. Zusammensetzung eines durchschnittlichen 1L-Getränkekartons und des zu untersuchenden Getränkekartons	82.
Tabelle 17. Bestandteile eines zu untersuchenden Verpackungssystems	83.
Tabelle 18. Oberkategorien bei der Zusammenstellung von Input und Outputströmen	86.
Tabelle 19. Unterschiedsfaktoren	92.
Tabelle 20. Inhalt der Modulbeschreibungen	93.
Tabelle 21. Beschreibung des 1. Moduls „Primäraluminiumschmelze“	95.
Tabelle 22. Beschreibung des 2. Moduls „Sekundäraluminiumschmelze“	96.
Tabelle 23. Kriterienraster zur Bewertung der Flächenqualitäten	98.
Tabelle 24. Einstufung der Flächenqualitäten	98.
Tabelle 25. Beschreibung des 3. Moduls „Stammholzherstellung“	99.
Tabelle 26. Urwälderflächen bei der Stammholzherstellung im Szenarium 2	100.
Tabelle 27. Urwälderflächen bei der Stammholzherstellung im Szenarium 3	101.
Tabelle 28. Bewertung der durchschnittlichen Flächenqualität in Russland	102.
Tabelle 29. Klassen der Waldflächen bei der Stammholzherstellung	103.

Tabelle 30. Beschreibung des 6. Moduls „Herstellung von Rohkarton“	104.
Tabelle 31. Urwälderflächen bei der Rohkartonherstellung	106.
Tabelle 32. Klassen der Waldflächen bei der Rohkartonherstellung	106.
Tabelle 33. Beschreibung des 5. Moduls „Herstellung von LDPE“	108.
Tabelle 34. Beschreibung des 4. Moduls „Herstellung von Alufolie“	109.
Tabelle 35. Beschreibung des 7. Moduls „Herstellung von Verbundkarton“	111.
Tabelle 36. Beschreibung des 8. Moduls „Herstellung von Wellpappe“	113.
Tabelle 37. Urwälderflächen bei der Wellpappeherstellung	115.
Tabelle 38. Waldflächenklassen bei der Wellpappeherstellung	116.
Tabelle 39. Beschreibung des 9. Moduls „Sägewerk“	117.
Tabelle 40. Primär-, Um- und Transportverpackungen	119.
Tabelle 41. Beschreibung des 10. Moduls „Abfüllung“	119.
Tabelle 42. Beschreibung des 13. Moduls „Sortierung von Altpapier“	121.
Tabelle 43. Beschreibung des 12. Moduls „Wertstoffsartierung DSD“	122.
Tabelle 44. Beschreibung des 14. Moduls „Altpapiererfassung“	124.
Tabelle 45. Beschreibung des 17. Moduls „MVA Hausmüll“	130.
Tabelle 46. Beschreibung des 15. Moduls „Deponie Hausmüll“	143.
Tabelle 47. Beschreibung des 16. Moduls „Schlackendeponie“	144.
Tabelle 48. Einsatz der Abfalldeponierung und -verbrennung	144.
Tabelle 49. Kläranlagentypen in Szenarien 2 und 3	147.
Tabelle 50. Beschreibung des 18. Moduls „ Kläranlage, allgemein “	148.
Tabelle 51. LKW-Fahrzeugklassen mit den zugehörigen zulässigen Gesamtgewichten und maximalen Nutzlasten	149.
Tabelle 52. Straßenkategorien des LKW-Güterverkehrs	150.
Tabelle 53. Palettenstellplätze in den LKWs nach UBA	151.
Tabelle 54. Palettenstellplätze und Anzahl der transportierten Getränkekartons in den LKWs nach eigenen Berechnungen	151.
Tabelle 55. Dieselmotorkraftstoffverbrauch, differenziert nach LKW-Klassen, Straßenkategorien und Auslastungsgraden	151.
Tabelle 56. Beschreibung des 19. Moduls „Allgemeine Transporte“	152.
Tabelle 57. Beschreibung des 20. Moduls „Mülltransporte“	154.
Tabelle 58. Stoffanteile an Verbundkarton	158.
Tabelle 59. Zu berücksichtigende Transportentfernung in verschiedenen	163.

## Szenarien

Tabelle 60. Zu berücksichtigende Wirkungskategorien	165.
Tabelle 61. Zuordnung der erhobenen Sachbilanzparameter zu den Wirkungskategorien	166.
Tabelle 62. Treibhauspotential der relevanten Schadstoffe	167.
Tabelle 63. Ozonbildungspotential der relevanten Schadstoffe	169.
Tabelle 64. Eutrophierungspotential der relevanten Schadstoffe	170.
Tabelle 65. Versauerungspotential der relevanten Schadstoffe	170.
Tabelle 66. Ressourcenknappeheiten der relevanten Energierohstoffe	172.
Tabelle 67. Nummern der Modulen bei der Wirkungsabschätzung	179.
Tabelle 68. Kriterien der Hierarchisierung der Wirkungskategorien	192.
Tabelle 69. Zusammenfassung der Kriterien „ökologische Gefährdung“ und „Distance-to-Target“ zum Beurteilungskriterium „ökologische Priorität“	192.
Tabelle 70. Hierarchisierung der Wirkungskategorien	193.
Tabelle A-1. Alterstruktur des russischen Waldes	229.
Tabelle A-2. MVA-Einsatz in Russland und Deutschland	233.
Tabelle A-3. Abgaswerte für LKW und Busse in der Europäischen Gemeinschaft	234.

## VORWORT

Die vorliegende Dissertation wurde in der Zeit vom September 2002 bis Januar 2005 am Institut für Ökologie und Umweltchemie des Fachbereichs Umweltwissenschaften an der Universität Lüneburg angefertigt. Diese Arbeit wurde durch ein Stipendium des Ministeriums für Wissenschaft und Kultur des Landes Niedersachsen im Rahmen eines Programms der Unterstützung von Nachwuchswissenschaftlern aus außereuropäischen Ländern ermöglicht. Diesem Ministerium gilt mein ganz besonderer Dank.

Einen Beitrag zum Gelingen dieser Arbeit haben viele Menschen geleistet.

Zuallererst möchte ich mich bei meinem Betreuer Prof. Dr.-Ing. Wolfgang Ruck für die Idee und die konstruktive wissenschaftliche Betreuung meiner Promotionsarbeit bedanken.

Herrn Prof. Dr.-Ing. Erwin Thomanetz danke ich für die Übernahme des Korreferates.

Hier schließt sich mein herzlicher Dank bei Herrn Prof. Dr. rer. pol. Stefan Schaltegger für das Interesse an meiner Arbeit und fachliche Diskussionen an.

Eine weitere Anerkennung gilt für eine Vielzahl von Anregungen und Hinweisen allen Teilnehmern der Arbeitsgruppe Umweltchemie. Insbesondere danke ich Herrn Dr. rer. nat. Wolf-Ulrich Palm für seine fachliche Unterstützung und Hilfsbereitschaft.

Dankend hervorheben möchte ich ebenfalls die wissenschaftliche Förderung und das Vertrauen von Herrn Prof. Viktor Osipov von der Aspirantur der Staatlichen Universität Tyumen.

Mein herzlicher Dank gilt Herrn Dr. phil. Horst-Dieter von Enzberg, Herrn Martin Groß und meinen Freunden, die mir bei der Korrektur des Manuskripts geholfen haben.

Ich danke ebenfalls Frau Dr. phil. Bettina Motschmann für ihre Offenheit und vielfältige Unterstützung während der Anfertigung meiner Doktorarbeit.

Zum Schluss möchte ich meinen Eltern und meiner Schwester für ihre emotionale Unterstützung und Ermutigung, sowie meinem Freund für geschenkte Kraft und Inspiration danken. Ihnen ist diese Arbeit gewidmet.

## TEIL I: GRUNDLAGEN

### 1 EINLEITUNG

#### 1.1 Fragestellungen

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der Methodik und Anwendung der Ökobilanzierung und geht folgenden Fragestellungen nach:

1. Welche Rolle spielt eine Ökobilanz auf dem Weg zur nachhaltigen Entwicklung?
2. Was ist eine Ökobilanz, wie stellt man eine Ökobilanz auf und welche Vorteile bzw. Schwächen hat diese Methodik?
3. Was ist der Stand der Ökobilanzierung in der Russischen Föderation?
4. Wie unterscheiden sich die Stoff- und Energieströme bei einer ökobilanzmäßigen Analyse eines in der Bundesrepublik Deutschland und in der Russischen Föderation hergestellten Getränkekartons?

#### 1.2 Bedeutung des Themas

Neben einer aktuellen Übersicht der Ökobilanzliteratur bezweckt diese Arbeit eine Analyse länderspezifischer Unterschiede der Stoff- und Energieströme mit einer Produktökobilanz. Dies erfolgt an einem vergleichenden Beispiel zwischen der Bundesrepublik Deutschland und der Russischen Föderation. In diesem Abschnitt soll in Kürze gezeigt werden, aus welchen Gründen dieses Thema zur Betrachtung ausgewählt wurde.

Die global und lokal wachsenden Umweltprobleme machen eine verstärkte Beachtung der ökologischen Aspekte aller menschlichen Aktivitäten erforderlich. Die Einführung von vorbeugenden Strategien und modernen effizienten Technologien, die zur Minimierung der Umweltauswirkungen führen, geht einen wichtigen Schritt in Richtung einer dauerhaft-umweltgerechten bzw. *nachhaltigen Entwicklung*. Eine solche Entwicklung wird nach der Definition der Brundtland-Kommission von 1987 erreicht, wenn die Entwicklung den Bedürfnissen der Gegenwart Rechnung trägt, ohne die Fähigkeit künftiger Generationen zu beeinträchtigen, ihre Bedürfnisse zu befriedigen.<sup>1</sup>

---

<sup>1</sup>Vgl. z.B. Corino 1995, 19.

Die Gefährdung der Umwelt ist durch menschliche Aktivitäten entstanden, deren Ziel es ist, alle Produkte zur Steigerung der Lebensqualität zu erzeugen.<sup>2</sup> Während ihres Lebenszyklus tragen die Produkte mehrfach zur Umweltverunreinigung bei, insbesondere bei ihrer Produktion, Nutzung und Entsorgung. Deshalb sind *die hergestellten Produkte* und die hiermit zusammenhängenden Produktionsprozesse angesichts der ständig wachsenden Produktionszahlen und Produktmärkte, *als Hauptverursacher der meisten Schadstoffemissionen* zu betrachten.

Um umweltfreundlichere Produkte herstellen zu können, muss man sämtliche Stoff- und Energieströme entlang des gesamten Produktlebenszyklus registrieren, bewerten und optimieren. Dabei tritt die Frage auf, *welches Produkt ist ökologisch besser?* Will man diese Frage umfassend beantworten, hilft eine ökologische Beurteilung weiter. Die Frage nach adäquaten Bewertungsmethoden und -modellen für den „Umweltschutzaspekt“ von Produkten ist so alt wie die kontroverse Diskussion über den Umweltschutz bzw. die Prioritäten von Umweltschutzmaßnahmen selbst. Um die mit einem Produkt verbundenen Stoff- und Energieströme erfassen und bewerten zu können, wurden unterschiedliche Beurteilungsmethoden entwickelt.

In diesem Zusammenhang steht die Entwicklung und Anwendung der Methodik der *Ökobilanz*. In den letzten Jahren hat dieses vielversprechende Instrument der Bewertung von Produkten unter Umweltgesichtspunkten in der Wissenschaft und Forschung aber auch in der Umweltpolitik eine zunehmende Beachtung gefunden.

Die Ökobilanzierung ist Ende der 1960er – Anfang der 1970er Jahre aus der ökologischen Buchhaltung hervorgegangen und wurde bis heute weiterentwickelt.<sup>3</sup> *Eine Ökobilanz erfasst und beurteilt die Umwelteinwirkungen* eines Produktes, eines Produktionsverfahrens, eines Unternehmens oder seines Standortes über dessen ganzes Leben, sozusagen «von der Wiege bis zur Bahre», und ermöglicht gezielte Verbesserungen.

*In der Bundesrepublik Deutschland* und in anderen industriell hoch entwickelten Ländern ist die Ökobilanzierung heute zu einem relativ weit verbreiteten Umweltschutzzinstrument geworden. Im Gegensatz dazu ist *die Ökobilanzierung in der Russischen Föderation* sowohl für die Wissenschaft, als auch für die Praktik ein fast unbekanntes Feld, obwohl in Russland ein erheblicher Bedarf an aktivem Umweltschutz besteht. Die Tatsache, dass Russland eine Situation hat, die sich sehr von der Situation in den

---

<sup>2</sup>In diesem Fall werden unter den Produkten alle Wirtschaftsgüter einschließlich der Dienstleistungen verstanden.

<sup>3</sup>Vgl. den Abschnitt „3.1 Historische Entwicklung der Ökobilanzierung“.

europäischen Staaten unterscheidet, weckt dabei ein besonderes Forschungsinteresse bezüglich der möglichen methodischen Unterschiede und Beschränkungen.

### 1.3 Ziele der Arbeit

Diese Arbeit verfolgt vier Ziele.

Erstes Ziel der Arbeit ist es, die Notwendigkeit der Ökobilanzen für die ökologische Verbesserung aufzuzeigen.

Zweites Ziel der Arbeit ist eine Beschreibung und Würdigung der Ökobilanzierung.

Drittes Ziel ist eine Darstellung und Analyse der Methode der Ökobilanzierung in der Russischen Föderation.

Viertes Ziel ist die Durchführung einer vergleichenden Ökobilanz eines Produktes in Russland und in Deutschland mit der Absicht einer vergleichenden Bewertung der Stoff- und Energieströme und ferner einer Gewinnung neuer Kenntnisse über die Entwicklung der Ökobilanzmethodik.

### 1.4 Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Arbeit gliedert sich in drei Hauptteile.

*Im ersten einführenden Teil* wird die Auswahl des Themas begründet. *In dem ersten Kapitel* werden die untersuchten Fragestellungen, die Aktualität des Themas, Ziele und Aufbau der Arbeit erläutert.

*Im zweiten Kapitel* wird die Notwendigkeit der Ökobilanzierung für eine nachhaltige ökologische Verbesserung aufgezeigt. Anschließend wird der Beitrag der Getränkeverpackungen zur Umweltverschmutzung analysiert, sowie der Stand der Ökobilanz-Forschung in diesem Bereich erläutert. Um die Aktualität der jeweiligen Hauptfragestellung – Offenlegung der Unterschiede bei den verpackungsbedingten Stoff- und Energieströmen in Russland und Deutschland – zu betonen, werden letztlich die Besonderheiten Russlands angesprochen, die sowohl auf den ökologischen Stand der Produktion, als auch auf die methodische Seite der Ökobilanz einen Einfluss ausüben können.

*In Teil II* werden die theoretischen Grundlagen der Ökobilanzierung als einer der Ansätze für die ökologische Produktbeurteilung diskutiert.

*Im dritten Kapitel* wird das in Europa verwendete Konzept der Ökobilanzierung beschrieben und analysiert. Der Begriff „Ökobilanz“ wird von verschiedenen Autoren und

Forschungsinstituten äußerst mehrdeutig verwendet und in Bezug auf vielfältige Instrumente und Methoden behandelt. Es ist schwer, sich über den Inhalt dieses Begriffes ohne eine Analyse des Erscheinens und der Entwicklung von Ökobilanzen klar zu werden. Deshalb wird im Rahmen dieses Vorhabens zunächst die historische Entwicklung dieses Instruments skizziert, und anhand dessen die Definition des Begriffs „Ökobilanz“ diskutiert. Dann werden wichtige vorherige und zeitgemäße Ökobilanzaktivitäten auf der internationalen, sowie nationalen Ebene, Normen zur Aufstellung von Ökobilanzen aufgezeigt. Auch werden die Anforderungen an Ökobilanzen, die Struktur einer Ökobilanz gemäß des Standards ISO 14040 und vier Vorschläge zum Aufbau einer Ökobilanz geschildert. Hierbei werden 15 verschiedene Modelle der Umweltwirkungsabschätzung und die wichtigsten aktuellen Ökobilanzierungstrends dargestellt. Zum Schluss werden Probleme dieses Instruments besprochen und eine kritische Würdigung der Ökobilanzierung vorgenommen.

*Das Kapitel 4* befasst sich mit der Ökobilanzierung in der Russischen Föderation. Die wesentlichen theoretischen Aspekte der Ökobilanzierung in Russland wie z.B. Anforderungen an Ökobilanzen, sowie deren Struktur und Typen sind im Großen und Ganzen mit denen in den EU-Ländern vergleichbar, weil die grundlegenden internationalen Regeln (ISO-Normen und Empfehlungen) zur Ökobilanzaufstellung in Russland anerkannt sind. Deshalb konzentriere ich mich in diesem Teil der Doktorarbeit nach dem knappen Überblick über Entstehung und Entwicklung der Ökobilanzierung in Russland und der vorhandenen rechtlichen Basis auf praktische Aspekte. Dabei werden Ökobilanz-Erfahrungen russischer Unternehmungen untersucht, sowie Besonderheiten und Unterschiede der in der Praxis angewendeten Methoden ausfindig gemacht.

Um die gewonnenen Erkenntnisse auf ein Fallbeispiel anzuwenden, möchte ich eine Ökobilanz eines in Russland hergestellten Produktes aufstellen und sie mit einer Ökobilanz eines entsprechenden deutschen Produktes vergleichen (*Teil III*). *Im Kapitel 5* wird nach der Ausformulierung meines Forschungsvorhabens eine Erfassung der Stoff- und Energieströme bei der Verbundverpackungsproduktion mit einer anschließenden vergleichenden Beurteilung der entstehenden Umweltauswirkungen gemäß den ISO-Normen zur Ökobilanzerstellung vorgenommen. Dabei wird versucht, Empfehlungen zur Verpackungsoptimierung und zur Durchführung einer Ökobilanz in der Russischen Föderation zu machen.

Letztendlich wird eine *Zusammenfassung* der Kenntnisse und Ergebnisse der vorliegenden Doktorarbeit gegeben.

## 2 HINTERGRUND DER FORSCHUNG

### 2.1 Weshalb die Ökobilanz?

#### 2.1.1 Ziel und Nutzen der Ökobilanzen

Für die Bekämpfung der Umweltkrise ist eine ganzheitliche Betrachtung der ökologischen Auswirkungen des wirtschaftlichen Handels erforderlich. Dafür ist die Analyse der entstehenden Stoff- und Energieströme unumgänglich. Diese könnte grundsätzlich durch die Ökobilanzen realisiert werden.

Ökobilanzen sollen letztlich durch eine Schwachstellenermittlung den Umweltschaden vermeiden und zur nachhaltigen Entwicklung führen. Als *grundsätzlicher Nutzen der Ökobilanzen* können aufgrund dieses Zieles folgende Verbesserungs- und Entlastungsmöglichkeiten betrachtet werden:<sup>4</sup>

- Ökologische Problemverlagerungen über den gesamten Lebensweg eines Produktes können aufgedeckt werden, da Ökobilanzen idealerweise den gesamten Produktlebenszyklus umfassen (von Rohstoffgewinnung, -verarbeitung, Vorproduktion über Produktion und Gebrauch bis zur Entsorgung).
- Ökologische Problemverschiebungen von einem Umweltmedium auf ein anderes lassen sich erkennen, da Ökobilanzen nicht einzelne ökologische Aspekte betrachten, sondern eine medienübergreifende Sichtweise haben. Sie berücksichtigen die Beziehungen zwischen einem Produkt, der Inanspruchnahme von Ressourcen und den Emissionen in Luft, Wasser und Boden.

Dieser Nutzen von Ökobilanzen ist noch sehr allgemein erfasst. Die Aufgabe dieses Abschnittes ist es, die *sämtlichen Nutzenpotenziale der Ökobilanzen* herauszufiltern. In erster Linie wird es auf die Nutzenpotenziale der Ökobilanzen *für die Unternehmen* eingegangen, weil sie, als unmittelbare Verursacher der Schadstoffemissionen und Träger des Aufwandes für die Erstellung von Ökobilanzen, die möglichen Nutzen abschätzen müssen. Hier werden drei zentrale Problemdimensionen unterschieden (vgl. Tab. 1). Die zweite wichtige

---

<sup>4</sup>Vgl. Oekoradar: DIN ISO EN 14040 (zuletzt überarbeitet am 19.07.04), <http://www.oekoradar.de/de/gesetze/norm/01993/>.

Anspruchsgruppe ist *der Staat*. Außerdem werden die potenziellen Vorteile von Ökobilanzen für *andere Akteure*, wie Verbraucher und Öffentlichkeit diskutiert.

Tabelle 1. Nutzenpotenziale der Ökobilanzen für verschiedene Nutzergruppen<sup>5</sup>

<b>Nutzenpotenziale der Ökobilanzen für die Unternehmen</b>	
Die ökologische Dimension	Ökobilanzen helfen, Schwachstellen in der <i>Ressourcenausnutzung</i> aufzudecken und sie zu verringern.
	Ökobilanzen liefern Informationen über die mit dem Lebensweg des Produktes verbundenen <i>Emissionen</i> .
	Ökobilanzen können auch die <i>Veränderung der Produktpalette</i> (im Sinne der Substitution umweltbelastender Produkte) unterstützen, indem sie über das ökologische Profil verschiedener Produkte für denselben Einsatzbereich informieren.
	Ökobilanzen erleichtern es dem Unternehmen, <i>Umweltschutz aus ethischen Gründen</i> zu betreiben.
Die gesellschaftliche Dimension	Anhand von Ökobilanzen werden die umweltrelevanten Kenntnisse zum Produkt gesammelt, die die <i>Interesse der Öffentlichkeit</i> befriedigen können.
	Das Unternehmen kann zeigen, dass es umfassend informiert sein will und bereit ist, die Verantwortung für die eigenen Produkte zu übernehmen, was der <i>gesellschaftlichen Akzeptanz</i> fördert.
	Durch das Erhalten eines ökologischen Bildes von Produkt können frühzeitig die <i>Anforderungen von Gesetzgebung</i> berücksichtigt werden.
	Mit der Erstellung einer Ökobilanz kann nachgewiesen werden, dass die Anforderungen für die Vergabe eines <i>Umweltzeichens</i> erfüllt sind.
	Auf Grund der Ökobilanzergebnisse können <i>Umweltberichte</i> in ihrem Niveau deutlich gehoben werden.
	Die Umweltoptimierung des Unternehmens, die durch Ökobilanzen erreicht werden kann, erhöht seine Attraktivität für künftige und aktuelle Mitarbeiter und verbessert damit sowohl die <i>Möglichkeiten der Personalbeschaffung</i> , als auch die <i>Motivation der Mitarbeiter</i> .
Die wettbewerbsstrategische Dimension	Der Verbrauch von Rohstoffen, Energien und Landschaft, die Produktion von Abwässern und Abfällen, die geahndete Missachtung von Rechtsvorschriften, der für Umweltschaden zu leistender Ersatz usw. kosten dem Unternehmen Geld. Durch Ökobilanzen können <i>Einsparmöglichkeiten</i> aufgedeckt werden.
	Ökobilanzen zeigen die Risikopotentiale (z.B. Problemstoffe, hoher Energiebedarf) auf, durch die Reaktionen auf sie kann ein Unternehmen eine <i>Kostenreduzierung</i> erzielen.
	Die Wettbewerbsvorteile durch die Ökobilanzierung führen, insbesondere durch Verbesserung der Produktion, zu einer <i>Beschleunigung des technischen Fortschritts</i> (Innovationenförderung).
	Ökobilanzen helfen die umweltfreundlichen Produkte als solche erkennbar zu machen und sorgen damit für die <i>Erleichterung des Marketings</i> , z.B. im Bereich der Werbung.
	Ökobilanzen können die ökologischen Eigenschaften der Produkte verbessern, was bei der steigenden Umweltbewusstseins der Öffentlichkeit zur <i>wachsenden Nachfrage</i> führt. Damit ist es möglich, verstärkt umweltorientierte Marktsegmente zu bedienen und die <i>Märkte der Zukunft</i> zu sichern.
	Bei Erstellung einer Ökobilanz ist man auf Informationen der Lieferanten und Kunden angewiesen. Daraus können <i>Kooperationen und Allianzen</i> entstehen, die dazu beitragen, die Marktposition zu stärken.
	Die Ökobilanzen können dem <i>Umweltmanagementsystem</i> durch ergänzende, systematische Untersuchung der Produkte <i>Unterstützung leisten</i> .
	Ökobilanzen sind eine Resonanz für die Unternehmen hinsichtlich der <i>Umweltmanagementqualität</i> (sie können z.B. zu Personalschulungen genutzt werden).
<b>Nutzenpotenziale der Ökobilanzen für den Staat</b>	
Die Legislative würde <i>bessere Regelungen und Zielvorgaben</i> erlassen können. Die Bilanzierungsergebnisse erleichtern eine Prüfung der Zweckmäßigkeit von Regelungen, z.B. für das Verbot bestimmter Stoffe. Die Ergebnisse von Ökobilanzen könnten eine Bezugsgröße für Ökozertifikate und Öko-Labels werden.	

<sup>5</sup>In Anlehnung an Corino 1995, 19-32, Dold 1996, 64-77, Fischer 1996, Krcmar et al. 1996, 23-128, Kunhenn 1997, 155-159, Ö.B.U. 1992, 5-7, Orwat 1996, 50-75, Seuring 1998, 89-91, UBA 1992, 11-15, Deutsches Zentrum für Luft und Raumfahrt (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Ökobilanzierung in der Elektroindustrie, <http://www.dlr.de/PT/Umwelt/Vorhaben-01ZC/ZC9511.htm>, Forum Hygiene und Umwelt (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Was sagen Ökobilanzen über die Umweltverträglichkeit der einzelnen Windelsysteme? <http://www.forum-hygiene.de/themen-thesen/themen-thesen-7.html>.

Ökobilanzen lassen Bereiche besonderen Bedarfs ökologischer Forschung deutlich werden und können <i>wichtige Anhaltspunkte für die staatliche Politik</i> darstellen. So könnte die exekutorische Macht vermeiden, viel Geld in die Entwicklung von umweltfeindlichen Projekten zu stecken. In ähnlicher Weise könnten Raumplanungen durch Ökobilanzen profitieren (z.B. für die Frage, ob ein Bus- oder Bahnverkehr eingerichtet werden soll).
Auch <i>judikatorische Entscheidungen</i> stünden auf festen Füßen, sei es, was öffentlich-rechtliche Genehmigungen angeht, sei es im Wettbewerbsprozess über möglicherweise unlautere Werbung.
<b><i>Nutzenpotenziale der Ökobilanzen für weitere Akteure</i></b>
Immer mehr <i>Verbraucher</i> wollen heute seinen Eintrag in die ökologische Optimierung mit dem umweltbewussten Einkauf leisten. Es ist für ihnen von Vorteil, dass Ökobilanzen ökologische Informationen zu den Produkten liefern, weil dadurch die Kaufentscheidungen wesentlich leichter fallen. Ein weiterer Aspekt ist es, dass die Ökobilanzen klar machen, wie die Umwelteinwirkung der Nutzungsphase vermindert werden kann.
Die <i>Verbraucherorganisationen</i> sind daran interessiert, über die repräsentativen ökologischen Daten zu verfügen, um sie weiterzugeben. Ökobilanzen können ihnen helfen, die Umweltfreundlichkeit von Produkten wissenschaftlich zu begründen und die Angaben der Hersteller zu kontrollieren.
Die potentiellen Vorteile für <i>die Gewerkschaften</i> von den Ökobilanzen sind größtenteils den Vorteilen für die Unternehmen ähnlich. Spezifisch ist die Möglichkeit, durch die Identifizierung von gefährlichen Stoffen und ungünstigen Bedingungen die Arbeitsplatzsicherheit zu verbessern.
<i>Umweltverbände</i> haben die Vermeidung von Umweltschäden im Visier, deshalb können sie auf ein Unternehmen Druck ausüben, um die Interesse der Öffentlichkeit an seiner Tätigkeit zu wecken.

### 2.1.2 Anwendungsbereiche der Ökobilanzen

Von einer Ökobilanz werden also vielfältige ökologische, wirtschaftliche und gesellschaftliche Vorzüge erwartet. Sie soll helfen, ökologische Schwachstellen - die häufig auch ökonomische sind - aufzudecken und sie effektiv einer Änderung zugänglich zu machen. Dabei werden Ökobilanzen *in verschiedensten Bereichen* der Forschung und Praxis angewendet.

Ökobilanzen werden hauptsächlich für folgende Anwendungsgebiete im Produktbereich erstellt:

- Packstoffe und fertige Verpackungen,<sup>6</sup>
- Papier und graphisches Papier,<sup>7</sup>
- Chemikalien einschließlich Haushaltschemie,<sup>8</sup>
- Baustoffe.<sup>9</sup>

Als Anwendungsbereiche sind folgende Produkte und Produktgruppe bekannt:

- Kraftstoffe,<sup>10</sup>

<sup>6</sup>Vgl. BUS 1984, BUWAL 1986, dass. 1991, dass. 1996b, dass. 1998a, Etterlin et al. 1992, Franke 1984, Grotz 1997b, Guinée et al. 1989, Habersatter et al. 1991, IÖW 1993, Lundholm et al. 1985, dies. 1986, Schmitz et al. 1995, Strecker 1992.

<sup>7</sup>Vgl. Graphische Betriebe Mohndruck GmbH 1992, dass. 1994, UBA 1998.

<sup>8</sup>Z.B. Ökobilanzen der Waschmittel, vgl. Migros-Gemeinschaft 1992a, dass. 1992b, Scholl 1997b, SODASAN – UmweltFAIRträgliche Wasch- und Reinigungsmittel (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Ein auf Seifenbasis im Vergleich zur konventionellen Konkurrenz – Kurzerfassung, <http://www.sodasan.com/Pla-compakt.htm>, Ökobilanzen für Waschmittel.

<sup>9</sup>Vgl. Ankele et al. 1996, Rathscheck Schiefer (zuletzt überarbeitet am 25.09.04): Schiefer - Natürlicher Baustoff für Kenner und Könner, <http://www.schiefer.de/frameset.php?pref=/deutsch/8/1/6/>.

- Produkte der Metallbranche,<sup>11</sup>
- Elektrotechnik,<sup>12</sup>
- Produkte der Textilbranche,<sup>13</sup>
- Lebensmittel,<sup>14</sup>
- Windeln.<sup>15</sup>

Ökobilanzen werden nicht nur für Produkte, sondern auch für die verschiedenen Herstellungsverfahren bzw. Produktionsschritten<sup>16</sup>, für ganze Einrichtungen und Anlagen<sup>17</sup>, Unternehmen bzw. Unternehmensstandorte<sup>18</sup>, und sogar für Städte, Gemeinde und Regionen<sup>19</sup> erstellt.

<sup>10</sup>Vgl. Cabela et al. 1982, Friedrich et al. 1993, Kaltschmidt et al. 1997, Knoflacher et al. 1991, Bundesanstalt für Landtechnik (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Ökobilanz für Biodiesel, [http://www.bl.t.bmlf.gv.at/vero/veroeff/0435\\_Oekobilanz\\_Biodiesel.pdf](http://www.bl.t.bmlf.gv.at/vero/veroeff/0435_Oekobilanz_Biodiesel.pdf).

<sup>11</sup>Z.B. Büttner et al. 1992.

<sup>12</sup>Z.B. Ökobilanz für Staubsaugerrohre, vgl. Scholl 1997a, Ökobilanz für Fernsehgeräte, vgl. Lundie 1999, 53-79, Deutsches Zentrum für Luft und Raumfahrt (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Ökobilanzierung in der Elektroindustrie, <http://www.dlr.de/PT/Umwelt/Vorhaben-01ZC/ZC9511.htm>.

<sup>13</sup>Vgl. Grotz 1997a, KUNERT AG 1992, dass. 1993, dass. 1994, Migros-Gemeinschaft 1992a, dass. 1992b.

<sup>14</sup>Z.B. Ökobilanz für Lebensmittel, vgl. Migros-Gemeinschaft 1992a, dass. 1992b, Ökobilanzen für Bier, vgl. Neumarkter Lammsbräu 1992, Scholl 1997c, Ökobilanz für „Bio“-Lebensmittel, vgl. Bio-ring-Allgäu e.V. (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Kurzfassung der Studie von Martin Demmeler, <http://www.bioring-allgaeu.de/files/oekobilanz.pdf>. Auch Ökobilanz für Kaffee, vgl. Eidgenössische technische Hochschule Zürich, Laboratorium für Technische Chemie, Gruppe Umwelt und Sicherheitstechnologie (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Projekt „Ökobilanz der Kaffeezubereitung“, [http://www.educeth.ch/chemie/schwerpunkte/kaffee\\_oekob/docs/kaffee\\_dokumentation.pdf](http://www.educeth.ch/chemie/schwerpunkte/kaffee_oekob/docs/kaffee_dokumentation.pdf).

<sup>15</sup>Vgl. Diehl et al. 1991, Lentz et al. 1989, Forum Hygiene und Umwelt (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Was sagen Ökobilanzen über die Umweltverträglichkeit der einzelnen Windelsysteme? <http://www.forum-hygiene.de/themen-thesen/themen-thesen-7.html>.

<sup>16</sup>Z.B. Ökobilanz zu verschiedenen Weisen von Energieproduktion und Transport, vgl. BUWAL 1999. Zu Entsorgungsweisen von Kühlschränke und Altreifen, vgl. UBA 1999c. Zur Verwertung von PU-Schaum Dosen, vgl. Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung und -technik GmbH (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Ökobilanzierung, <http://www.bifa.de/texte/projekte/okobil.html>.

<sup>17</sup>Z.B. Ökobilanz der Altholzverbrennungsanlage, vgl. Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung und -technik GmbH (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Ökobilanzierung, <http://www.bifa.de/texte/projekte/okobil.html>, Ökobilanz für Aufzüge, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Vernetztes Denken im Interesse der Umwelt - Ökobilanzen für Aufzüge, <http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/buwalcontent/umwelt/20014/16.pdf>.

<sup>18</sup>Z.B. Ökobilanz für eine Universität, vgl. Universität Osnabrück, Institut für Umweltsystemforschung (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Das Osnabrücker Umweltmanagement-Modell für Hochschulen, <http://www.usf.uos.de/projects/sue/UM-Modell>, Umweltbericht des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie mit Ökobilanzelementen, vgl. NLO 1998; Ökobilanz für die Bank vgl. Landesgirokasse Stuttgart 1992, Ökobilanzen fünfter Unternehmen verschiedener Branchen (BAER Weichkäse AG – Lebensmittelindustrie, Geberit AG – Sanitärbranche, JOWA AG – Teigwarenproduktion, Schweizerischer Bankverein Zürich - Dienstleistungsbranche, Konzern SIKA – Bau- und Klebstoffchemie, Walser AG - Textilbranche), vgl. Ö.B.U. 1992.

<sup>19</sup>Z.B. Ökobilanz für die Stadt St. Gallen, vgl. Braunschweig 1986, Braunschweig et al. 1984, Ökobilanz für Landkreis Pfaffenhofen in Oberbayern, Deutschland, vgl. Fachhochschule Nürtingen, Arbeitsgruppe Regionale Ökobilanz Pfaffenhofen (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Regionale Informationssysteme zur Ökobilanzierung und Umweltberichterstattung, <http://www.fh-mannheim.de:2000/horizonte/lentz.html>. Eine Liste der Forschungen für räumliche Ökobilanzen findet man in einer Arbeit des UBA, vgl. UBA 1992, Anhang 7, 8.

## 2.2 Weshalb Getränkeverpackungen?

Für die Erschließung des gesamten Forschungsbildes werden in den folgenden Abschnitten einige Hintergrundinformationen zur Getränkeverpackung verdeutlicht.

### 2.2.1 Aktualität der Ökobilanzierung von Getränkeverpackungen

Anregung zur Entwicklung der Ökobilanzen von Verpackungen hat es vor einigen Jahrzehnten gegeben, als man das Problem der Deponie- und Müllverbrennungsanlagenknappheit festgestellt hat. Insofern die Verpackungen nach der Erfüllung ihrer Aufgabe zum Abfall werden und die *Verpackungsabfälle* mit rund 30% Abfallgewichtes und 50% sämtlicher Abfallvolumen<sup>20</sup> eine große Rolle spielen, wurde es noch in den 1970er Jahren versucht, mittels der Ökobilanzen die umweltfreundlicheren Packstoffe und Verpackungen zu finden.<sup>21</sup>

Eine wesentliche Kategorie der Verpackung ist die *Nahrungsmittelverpackung*. Der Anteil von Verpackungen aus der Nahrungsmittelbranche beträgt 47% an dem gesamten Volumen des Verpackungsmittelsmarktes.<sup>22</sup> Darunter sind die *Getränkeverpackungen* mit 10% an gesamtem Hausmüllvolumen bzw. einem Fünftel von Verpackungsmüllvolumen von besonderer Bedeutung, insbesondere die kurzlebigen Einwegverpackungen.<sup>23</sup>

Es ist hierbei folgendes zu bemerken: obwohl das Müllproblem auf den ersten Blick bei der Verpackung anscheinend das wichtigste Problem ist, sind mit den Verpackungen auch andere Umweltverschmutzungsaspekte, wie Rohstoffverbrauch für die Packstoffproduktion, Emissionen bei Packmittel- und Verpackungsherstellung, Verpackungsprozess und Warendistribution incl. der Transporte, verknüpft.

Dementsprechend können zwei Zielsetzungen für die Verpackung abgegrenzt werden, für deren Erfüllung eine Ökobilanz ein geeignetes Mittel darstellt:

- der Verbrauch von Verpackung muss reduziert werden,

---

<sup>20</sup>Vgl. Bojkow 1989, 127 und von Both et al. 1995, 1. Diese für Jahre 1983 und 1985 erhobenen Daten können auch heute als repräsentativen betrachtet werden, da das Müllaufkommen durch Verpackungen seit Mitte der 1980er bis Mitte der 1990er Jahren (unterschiedlich nach Verpackungsart) in den meisten Ländern Europas auf hohem Niveau stagniert ist. Dies wird durch die Angaben von European Environmental Agency bestätigt: der durchschnittliche Anteil der Verpackungen in Europa wird auf 30 bis 35% der Gesamtmasse des Hausmülls, bzw. auf 50% des Hausmüllvolumens geschätzt, vgl. Stanners et al. 1995.

<sup>21</sup>Vgl. den Abschnitt „3.1 Historische Entwicklung der Ökobilanzierung“.

<sup>22</sup>Vgl. Hillman 1992, 35.

<sup>23</sup>Vgl. Sturm 1992, 1.

- die Emissionen von Herstellung, Distribution, Verbrauch, Verwertung und Entsorgung von Verpackungen müssen minimiert werden.

Außerdem ist die Verpackung einer der wenigen Bereiche, mit dem jeder Mensch täglich mehrmals in Kontakt kommt, daher wird angesichts des wachsenden Umweltbewusstseins der Bevölkerung die Aufmerksamkeit der Öffentlichkeit auf dieses Problem gerichtet.

### 2.2.2 Bisherige Untersuchungen der Getränkeverpackungen

Nach einer Auswertung von UBA befassten sich zum Jahr 1992 rund 40% der Literaturquellen zu Ökobilanzen mit den Verpackungsuntersuchungen.<sup>24</sup> Den Getränkeverpackungen kommt dabei große Rolle zu.<sup>25</sup> Die Hauptthemen der Untersuchungen von Getränkeverpackungen waren:

- Vergleich von Einweg- und Mehrwegverpackungen einer Art (z.B. von Einweg- und Mehrwegglasflaschen),
- Vergleich von Einweg- oder Mehrwegverpackungen verschiedener Art (z.B. von Glasflaschen, Kartons und Dosen),
- Rationalisierung der Mehrwegverpackungen,
- Pfandpflicht- und Quotierungsfragen.

In den verschiedenen Studien kam man oft zu widersprüchlichen Ergebnissen, weil die in den Ökobilanzen genannten Umweltwerte stark voneinander abweichen. Jedoch gilt für den Verpackungsbereich das allgemeine Prinzip zur Umweltentlastung (mit sinkender Priorität): Verpackungen vermeiden – Mehrwegverpackungen benutzen – Verpackungen recyceln – Verpackungen entsorgen.<sup>26</sup> Was die verschiedenen Getränkeverpackungssysteme angeht, werden sie grundsätzlich auf folgende Weise rangiert: Mehrwegsysteme, sowie Einwegkartonverpackungen, schneiden im Vergleich mit Einwegflaschen und -dosen günstiger ab.<sup>27</sup>

<sup>24</sup>Vgl. UBA 1992, 21.

<sup>25</sup>Hier eine Liste der grundlegenden Ökobilanzen für die Getränkeverpackungen: BUS 1984, Franke 1984, Alber 1985, Lundholm et al. 1985, UBA 1985, Steger et al. 1988, Bojkow 1989, Golding 1989, GVM 1989, Thome-Kozmiensky et al. 1989, Rieckmann 1990, BUWAL 1991, Feess-Dörr et al. 1991, Schmitz 1992, Schmitz et al. 1995, Breitenacher et al. 1997, BUWAL 1998a, UBA 2000b, dass. 2000c.

<sup>26</sup>Vgl. Both et al. 1995, 89-91, Wollny 1992, 18.

<sup>27</sup>Vgl. u.a. Feess-Dörr et al. 1991, 86-87.

## 2.3 Weshalb Russland?

### 2.3.1 Aktualität des Umweltschutzes in Russland

Es gibt kaum ein Land, für das Umweltschutz nicht aktuell wäre. In den hoch entwickelten Ländern wird seit vier Jahrzehnten diesem Problem viel Aufmerksamkeit geschenkt, indem wissenschaftliche, politische, unternehmerische und öffentliche Kräfte sich Mühe geben, die Zerstörung der Umwelt zu bremsen und ökologiegerecht zu handeln.

In den Entwicklungsländern hingegen werden die politischen Prioritäten oft nicht der Ökologie zugunsten gesetzt, weil der Staat mit vielen anderen Fragen des Überlebens von Menschen konfrontiert ist, wie Armut der Menschen, Hungersnot, hohe Krankheits-, Sterblichkeits- und Unalphabetenrate, Arbeitslosigkeit, Mangeln an sozialen Garantien usw.

Die Russische Föderation, ein Land mit hoch entwickelter Industrie und niedrigem Prokopf-Einkommen (vgl. Tab. 2), befindet sich in einem Übergangsprozess<sup>28</sup> zwischen den industriell hoch entwickelten Ländern und Entwicklungsländern, indem

1. das Ausbildungs- und intellektuelles Niveau der Fachleute in diesem Bereich hoch ist, die Umweltwissenschaft und die Umwelttechnik mit der Zeit Schritt hält und alle grundlegenden Voraussetzungen für den erfolgreichen Umweltschutz vom Staat geschaffen sind,<sup>29</sup>
2. die meisten mittelständischen und großen Betriebe einen Umweltschutzbeauftragter beschäftigen bzw. eine ganze Umweltschutzabteilung haben,
3. aber wegen schwieriger sozial-ökonomischer Umstände wesentliche Hemmnisse (zunächst das Finanzierungsproblem für eine wirksame Umsetzung) und als Folge nur ein unzureichendes Niveau an Umweltschutz besteht.<sup>30</sup>

---

<sup>28</sup>Hier wird nicht über die Länderklassifikation in die Industrie-, Entwicklungs- und Transformations-/Schwellenländern im Sinne deren Einstufung nach dem BSP-Niveau gesprochen, sondern über den Stand Russlands hinsichtlich der zur Verfügung stehenden Umweltkenntnisse, wissenschaftlichem Potential, technischen Ausrüstung und Willen zur ökologischen Verbesserung einerseits und realen Möglichkeiten, diese Verbesserung heute zu verwirklichen, andererseits.

<sup>29</sup>In der Russischen Föderation werden gemäß der Umweltgesetzgebung, dem Konzept der Umweltpolitik und dem Konzept der Nachhaltigen Entwicklung Russischer Föderation die Umweltschutzinstrumente eingesetzt, wie z.B. Umweltmonitoring, Umweltkontrolle, Umweltgutachten, Umweltwirkungsbewertung, Umweltaudit, Umweltzertifizierung.

<sup>30</sup>Umfassende Information zum Thema „Umwelt“ in der Russischen Föderation ist beispielsweise unter den folgenden Internet-Adressen zu finden: <http://accord.cis.lead.org/english/index.htm>, [www.ecoline.ru](http://www.ecoline.ru), [www.ecolife.org.ua](http://www.ecolife.org.ua), [www.ecopolicy.ru](http://www.ecopolicy.ru), <http://www.forest.ru/>, [www.refia.ru](http://www.refia.ru), [www.wwf.ru](http://www.wwf.ru). Die genannten Internetseiten sind in der Regel mit der englischen Übersetzung ausgerüstet.

Deshalb sind die Ökosysteme, besonders in den Ballungsgebieten, weitgehend beeinträchtigt und *das ökologische Problem bleibt in der Russischen Föderation trotz aller Bemühungen kritisch und aktuell*. Zu den schärfsten ökologischen Problemen gehören Luft- und Wasserverschmutzung, Abfallentsorgung und Bodenrekultivierung.<sup>31</sup>

Tabelle 2. *Russland im Vergleich zu Deutschland: Basischarakteristiken*<sup>32</sup>

<i>Parameter</i>	<i>Landsfläche, Mio. km<sup>2</sup></i>	<i>Einwohner, Mio. (2001)</i>	<i>Städtische Bevölkerung, % (2001)</i>	<i>Lebenserwartung, J. (2001)</i>	<i>Arbeitslosigkeit, % (2002)</i>	<i>BSP pro Kopf, US-\$ (2001)<sup>33</sup></i>	<i>Reales BSP pro Kopf, in PPS-\$ (2001)<sup>34</sup></i>	<i>HDI-Einstufung (2003)<sup>35</sup></i>
Deutschland	0,357	82,333	88	78	9,8	23 560	25 240	18
Russland	17,075	144,752	73	66	7,1	1 750	6 880	63

Das Konzept der nachhaltigen Entwicklung sieht es vor, mit gemeinsamen Anstrengungen aller Länder eine kontinuierliche ökologische Verbesserung zu erreichen. Ein anderer Weg wäre auch vergeblich, weil die Umweltverschmutzung an keinen Landesgrenzen festhält. Generell wird der Umweltzustand von zwei Faktoren bedingt: Selbstreinigungskraft der Natur und Ausmaß der Umweltverunreinigung durch den Menschen. Russland verfügt einerseits über ein großes Naturressourcenpotential.<sup>36</sup> Andererseits gilt die

<sup>31</sup>Rekultivierung ist eine Wiederbelebung der unfruchtbar gewordenen Böden (z.B. durch die Einstellung der erwünschten Bodenreaktion, die Lebendverbauung des Bodengefüges und die Fruchtfolgegestaltung mit Pionierpflanzen usw.), vgl. o.V. 1991a, 512. Das Problem ist in der Russischen Föderation äußerst aktuell, da nur in 8 Jahren (1990-1998) 26 mio. ha oder 22% aller Saatflächen aus der landwirtschaftlichen Benutzung ausgeschlossen wurden (das entspricht etwa der Landsfläche Großbritanniens), vgl. Kljuew 2000. Eine weitere Dimension dieses Problems ist die wirtschaftliche Dimension. Während diese Gebiete für andere Ziele gebraucht werden können und sollen (z.B. als Weiden, Erholungszonen oder Naturschutzflächen), werden sie mit Unkraut bedeckt und stellen eine Quelle von Pflanzenschädlinge und Krankheiten für landwirtschaftliche Kulturen nahegelegender Äcker dar.

<sup>32</sup>Angaben nach Albrecht et al. 2003. In Klammern wird ggf. das Bezugsjahr angegeben.

<sup>33</sup>BSP, Bruttosozialprodukt beschreibt jährliche von den Bürgern eines Staates erbrachte volkswirtschaftliche Gesamtleistung. Bruttosozialprodukt je Einwohner stellt ein absoluter Betrag des BSP geteilt durch die Einwohner eines Staates dar, vgl. Albrecht et al. 2003, 1433.

<sup>34</sup>Da BSP nur begrenzt Auskunft über die tatsächliche Lage der Bevölkerung eines Staates gibt, wird Indikator „reales Pro-Kopf-Einkommen“ verwendet. Seine Messeinheit ist PPP, Purchasing Power Parity (Kaufkraftparität). Vgl. dies. 2003, 1433f.

<sup>35</sup>HDI, Human Development Index (Index menschlicher Entwicklung) stellt ein Indikator für den Entwicklungsstand eines Staates. Im Unterschied zu BSP berücksichtigt der HDI auch soziale Komponenten (Lebenserwartung, Alphabetisierungsgrad unter Erwachsenen und reale Kaufkraft pro Kopf) bei der Beurteilung der Lebensqualität in einem Land. Vgl. dies. 2003, 1435.

<sup>36</sup>Die Wälder Russlands (ca. 64,8% der Landsfläche bzw. 11,0 mio. km<sup>2</sup>, vgl. Strahov et al. 2001, 37) dienen als Lebensraum unzähliger Arten und sorgen für den globalen Sauerstoffgehalt, da bei der Entstehung von 1 t Holz ca. 1,8 t CO<sub>2</sub> akkumuliert und ca. 1,3 t O<sub>2</sub> freigesetzt wird, vgl. Sinicic 1991, 11, Zimmer et al. 1998, 64. Ca. 8% der Landsfläche bzw. 1,4 mio. km<sup>2</sup> bedecken die Moore, die den atmosphärischen Sauerstoff regenerieren und eine geochemische Barriere für Schadstoffe darstellen. Die Fläche der Naturreservate (ohne nationale Parks,

Umweltverunreinigung in Russland als einer der weltweit höchsten (vgl. Tab. 3) und *hat einen erheblichen Einfluss auf die globale Umweltsituation.*

Tabelle 3. Russland im Vergleich zu Deutschland: Umweltverschmutzung<sup>37</sup>

Parameter	Emissionen in die Luft (1996)				Wasserentnahme, Mio. m <sup>3</sup>	Abwässer, Mio. m <sup>3</sup>	Verdünnung der Abwässer in Flüssen, mal
	SO <sub>2</sub> , Mio. t	NO <sub>x</sub> , Mio. t	CO, Mio. t	CO <sub>2</sub> , Mio. t			
Deutschland	2	2	7	900	50	40	3
Russland	3	3	9	1 600	80	70	60

### 2.3.2 Ursachen des mangelhaften Umweltschutzes in Russland

Geht man auf die Ursachen des mangelhaften Umweltschutzes näher ein, so müssen die Besonderheiten der *wirtschaftlichen, sozialen und politischen Entwicklung* Russlands in den letzten Jahrzehnten berücksichtigt werden.

Vor weniger als 15 Jahren war Russland ein sozialistisches Land mit Planwirtschaft. Russland hat von der Sowjetunion eine ressourcenintensive Wirtschaft mit einer stark auf Militärinteressen ausgerichteten Struktur und Schwerindustrie geerbt, die einen sehr hohen Druck auf die Umwelt ausübt. Seit dem politischen Wandel von 1991 geriet Russland in eine tiefe sozial-ökonomische Krise. Ein positives Moment in dieser Situation war die vom wirtschaftlichen Niedergang bedingte erhebliche Senkung der Umweltverunreinigung der meisten Industriebranchen.<sup>38</sup> Da wegen der Krise auf den Feldern Russlands in den 1990er Jahren fast keine Düngemittel und Pestizide benutzt wurden, ist die landwirtschaftliche Produktion relativ ökologisch.<sup>39</sup> Doch generell ist die Umweltsituation Russlands mit der Krise verschlechtert worden, da Investitionen in den Umweltschutz mächtig gesunken sind. Seit 1999 kann aber die Stabilisierung der ökonomischen Situation und die Verbesserung der Produktionskennziffern praktisch in allen Wirtschaftssektoren beobachtet werden.

---

Naturparks usw.) beträgt 0,335 mio. km<sup>2</sup>, darunter sind die Biosphärenreservate mit ca. 0,072 mio. km<sup>2</sup> von einer großen Bedeutung. Russland verfügt über 20% des oberflächlichen und unterirdischen Süßwassers der Welt. Vgl. Dumnov et al. 2001, Erusalimskij et al. 1997, Kljuew 2001.

<sup>37</sup>Angaben nach Kljuew 2003. In Klammern wird ggf. das Bezugsjahr angegeben.

<sup>38</sup>Im Unterschied zu den industriell hoch entwickelten Ländern wurde die Reduktion der Umwelteinwirkungen in Russland in den 1990er Jahren in der ersten Reihe nicht durch Umweltschutzmassnahmen erzielt, sondern durch den wirtschaftlichen Niedergang. Ein Erfolg des präventiven Umweltschutzes würde demgegenüber eine Entkopplung dieser zwei Faktoren signalisieren.

<sup>39</sup>Im Zeitraum von 1990-1998 ist die durchschnittliche Eintragung an mineralischen Düngemitteln von 88 auf 16 kg/ha und die Eintragung der organischen Düngemittel von 3,5 auf 0,9 t/ha gesunken. Vergleichsdaten für den Eintrag mineralischer Dünger: in China - 300, in Niederlande - 550 kg/ha. Vgl. Kljuew 2000.

Demzufolge nimmt die Umweltbelastung durch die wachsenden Ressourcenverbräuche, Emissionen und Abfallaufkommen in Russland zu.<sup>40</sup>

Die in Folge dieser Entwicklung herausgebildeten Faktoren der Destabilisierung der Umweltsituation Russlands können nach „Der ökologischen Doktrin der Russischen Föderation“ zusammengefasst werden:<sup>41</sup>

- Die Wirtschaftsentwicklung basiert überwiegend auf der Förderung von Bodenschätzen, mit der Folge, dass wertvolle Ressourcen erschöpft werden.
- Die geringe Effektivität der Naturnutzung und des Umweltschutzes, einschließlich des Fehlens der Rentenzahlungen für die Nutzung der Naturressourcen.<sup>42</sup>
- Die starke Schwächung der Verwaltungsfunktionen des Staates im Bereich der Naturnutzung und des Umweltschutzes.<sup>43</sup>
- Der hohe Anteil der „Schattenwirtschaft“ bei der Nutzung der Naturressourcen.
- Das niedrige technologische und organisatorische Wirtschaftsniveau, der hohe Verschleißgrad der technischen Anlagen.<sup>44</sup>
- Das niedrige Niveau des ökologischen Bewusstseins und der Kultur der Bevölkerung des Landes.

Der letzte Faktor, *der Stand des Umweltbewusstseins*, spielt eine sehr große Rolle. Das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung und somit die Notwendigkeit der Berücksichtigung des Faktors „Natur“ in der Ökonomik ist *von den Umweltbehörden und*

---

<sup>40</sup>Vgl. Hutanov 2002, 35.

<sup>41</sup>„Die ökologische Doktrin der Russischen Föderation“ ist ein grundlegendes Dokument, das von Ministerium für Naturressourcen ausgearbeitet wurde und die ökologische Politik Russischer Föderation für die langfristige Perspektive bestimmt, vgl. Ministerium für Naturressourcen der Russischen Föderation 2002a, 5. Über die Ursachen eines aktuellen Umweltschutzproblems in Russland wird in der Fachpresse viel diskutiert, vgl. z.B. o.V. 2002a, Šreiber et al. 1998.

<sup>42</sup>Unter einer Rente wird in der Wirtschaftslehre ein regelmäßiges Einkommen verstanden, dessen Erhalten keine Unternehmeranstrengungen fordert, vgl. Osipov 1999, 100. Eine natürliche Rente bzw. Ressourcenrente ist ein Einkommen von der Nutzung der natürlichen Ressourcen, vgl. Suhovolskij et al. 2002, 33. Die natürliche Rente, z.B. Erdölrente, wird in Russland von den erdölfördernden Firmen angeeignet, was ein Grund für ihre extrem schnelle Bereicherung in den 1990-er Jahren ist. Da die Naturressourcen verfassungsgemäß dem Staat und den Bürgern Russlands gehören, haben sie auf einen Teil dieses Profites Recht. Deswegen gibt es in der Russischen Föderation seit Jahren eine Diskussion um die Notwendigkeit der Umverteilung von Ressourcenrente durch die Rentenzahlungen (z.B. in Form von Steuern), die finanzielle Basis für die Modernisierung der Wirtschaft, sowie für den Umweltschutz bilden könnten.

<sup>43</sup>Hierbei spielen unzählige Reorganisationen der ökologischen Behörden eine große Rolle.

<sup>44</sup>Z.B. die Wahrscheinlichkeit von technischen Störungen, die sich normalerweise auf ökologische Situation negativ auszuwirken, hat erheblich zugenommen. Nur innerhalb fünf Jahren (1991-1995) ist die Zahl der technischen Ausfälle sechsmal gestiegen, vgl. Višnjakov et. al. 1997, 9.

*Wissenschaftlern* einstimmig angenommen worden.<sup>45</sup> Jedoch gibt es noch Schwierigkeiten mit der Akzeptanz dieses Leitbildes in der Öffentlichkeit und bei wirtschaftlichen Akteuren.

*Öffentlichkeit und ökologische Bewegung.* Im Unterschied zu entwickelten Ländern ist ein ungehemmtes Konsumdenken, das auch als „Weg-Werf-Gesellschaft“<sup>46</sup> bezeichnet wird, für Russland nicht charakteristisch: nach den kulturellen Traditionen Russlands wird das Glück nicht mit den materiellen Gütern verbunden. Jedoch sind für die russische Mentalität die Missachtung von Gesetzen, Verschwendung von Naturressourcen und somit ein wenig ausgeprägtes ökologisches Bewusstsein kennzeichnend. Zum schwachen Interesse der Menschen für ökologische Fragestellungen trägt eine mangelhafte Erläuterung ökologischer Probleme in den Medien erheblich bei.

Obwohl der Umweltschutz bei den „normalen“ Bürgern noch einen sehr niedrigen Stellenwert hat (vgl. Abb. 1), gibt es in Russland eine große Zahl der Umweltbewegungen, die aktiv für eine ökologische Verbesserung kämpfen.<sup>47</sup> Ihre Arbeit besteht vor allem in der Organisation von Umwelttagungen, der Vorbereitung und Verwirklichung ökologischer Projekte, der Propaganda und der Arbeit in freiwilligen betrieblichen Umweltaktivitäten, der Durchführung von Seminaren und der Ausarbeitung von Bildungsprogrammen. Diese Organisationen bewirken die Anpflanzung von Grünflächen und die Säuberung verschmutzter Flächen. Aber trotz diesen Erfolgen ist die Öffentlichkeitsaktivität in Russland im Vergleich mit den westlichen Ländern relativ schwach.

*Unternehmungen.* Bei vielen Unternehmen haben Umweltschutzmassnahmen einen sehr geringen Stellenwert. Diesbezüglich ist Russland im Vergleich zu europäischen Ländern etwa 15-20 Jahre zurückgeblieben, indem bei der Mehrheit der Unternehmungen Umweltschutz bei der Produktion als eine zu vermeidende Aufgabe oder sogar als Last wahrgenommen wird. Die wirtschaftlichen Akteure müssen begreifen, dass ohne Umweltschutz jedes Geschäft keine weitreichende Perspektive hat und ökologische

---

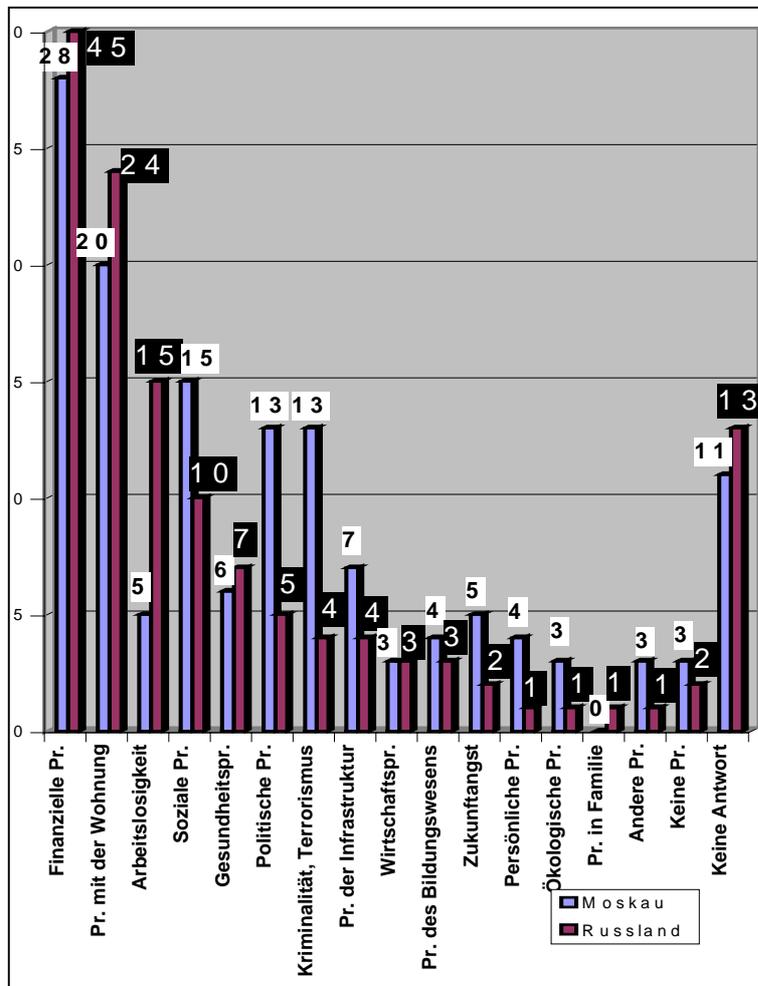
<sup>45</sup>Im Jahr 1996 wurde das Konzept der nachhaltigen Entwicklung für die Russische Föderation ausgearbeitet, sowie Programme und Projekten zu seiner Realisation vorgesehen, vgl. Harčenko et al. 1997, Čižikova et al. 1998. Mit der nachhaltigen Entwicklung Russlands beschäftigen sich u.a. der Ausschuss der Staatsduma (Unterhaus des Parlaments) für Probleme der nachhaltigen Entwicklung, das Institut für Probleme der nachhaltigen Entwicklung, vgl. Matrosova 2003, Strahov 1997.

<sup>46</sup>Unter dem Begriff „Weg-Werf-Gesellschaft“ wird solch Konsumverhalten der Bevölkerung industrialisierter Länder verstanden, bei dem Gebrauchsartikel aus dem Streben, modernste, technisch bessere Konsumartikel zu besitzen, dank der relativ großen Kaufkraft nach der kurzen Benutzung zum Abfall werden, ohne ihre Eigenschaften zu verlieren. Die Kurzlebigkeit der meisten Konsumartikel führt zum Steigen der Produktionszahlen und Abfallmenge. Vgl. Fellenberg 1997, 106ff., o.V. 1993, 10.

<sup>47</sup>Die öffentliche ökologische Bewegung in der ehemaligen Sowjetunion hat mit der Perestrojka angefangen und hat ihre Höhe 1986-1987 erreicht, vgl. Gnedenko 1997, 27.

Maßnahmen für den Erfolg des Unternehmens und des ganzen Landes einen vorsorgenden Charakter haben müssen.

Abbildung 1. Die Umfrageergebnisse zum Thema  
„Aktuelle Probleme in der Russischen Föderation“<sup>48</sup>



### 2.3.3 Zur Notwendigkeit und Bedeutung von Ökobilanzen in Russland

Die Industrialisierung und Urbanisierung in der Russischen Föderation hatte bis heute eine intensive Ausbeutung der natürlichen Ressourcen und eine kontinuierliche Erhöhung des anthropogenen Drucks auf die Umwelt zur Folge. Dementsprechend wächst heute das Bedürfnis nach einem zeitgemäßen Umweltschutz in Russland.

Die Bedeutung der Beurteilung

der Umweltwirkungen von Produkten, bleibt dabei unterschätzt, obwohl die Notwendigkeit der ökologischen Produktbeurteilung für den rationalen Umweltschutz heute unbestreitbar ist. Es herrscht auch Einigkeit darüber, dass solche Instrumente nur dann die Schadschöpfung eines Produktes wirksam erfassen können, wenn sie die ganze Schadschöpfungskette bzw. den ganzen Lebensweg eines Produktes betrachten.<sup>49</sup>

Die in der Russischen Föderation vorhandenen Instrumente für eine ökologische Beurteilung, wie das ökologische Gutachten und die Umweltwirkungsbewertung sind im

<sup>48</sup>Diese Umfrage wurde am 23.01.2003 durchgeführt. Vgl. Fond „Obščestvennoe mnenie“ [Fond „Öffentliche Meinung“] (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Problemy [Probleme], [http://bd.fom.ru/report/cat/societas/image/state\\_affairs/d030322](http://bd.fom.ru/report/cat/societas/image/state_affairs/d030322).

<sup>49</sup>Vgl. Schaltegger et al. 1994, 31.

Grunde genommen auf die Betrachtung eines Unternehmens oder einer technischen Anlage ausgerichtet. Das Objekt der Untersuchung ist ein ganzes Unternehmen oder ein Standort. Der Gegenstand der Untersuchung ist die Umwelteinwirkung. Dieser Ansatz ermöglicht zwar die Erreichung einer ökologischen Optimierung, weist aber Lücken auf:

- Da zwischen den Umweltwirkungen zweier oder mehrerer in einem Betrieb erzeugter Produkte nicht unterschieden wird, ist die Produktbeurteilung anhand solcher ökologischer Bewertung nicht möglich.
- Da für jedes Unternehmen eine eigene ökologische Bewertung durchgeführt wird, ist es nicht möglich, einer Schadschöpfungskette eines Produktes (von Rohstofflieferanten über Produzenten und Verbraucher bis zu Entsorgern) zu folgen. Deshalb werden die lebenswegrelevanten Aspekte der hergestellten Produkte völlig außer Acht gelassen.

Einerseits können diese Probleme gelöst werden. Zum Beispiel können durch die Verwendung moderner Softwareprogramms die gesamten Stoff- und Energiemengen auf die einzelnen hergestellten Produkte verteilt werden.<sup>50</sup> Die lebenswegbezogenen Informationen lassen sich theoretisch aus der Zusammenstellung der Angaben einiger relevanter Betriebe beschaffen. Das heißt, grundsätzlich gibt es in Russland eine Basis für die Ökobilanzierung.

Jedoch werden die Ökobilanz-Softwares in Russland bisher sehr selten eingesetzt. Seitens der Unternehmen werden bisher keine Schritte in die Richtung der Zusammenarbeit mit der Absicht einer lebenswegbezogenen Produktbewertung gemacht.

Die konventionelle ökologische Bewertung der wirtschaftlichen Aktivität in der Russischen Föderation ist also *nicht produktrelevant* und *nicht lebenswegrelevant*. Deshalb ist die Methodik der Ökobilanzen als ein lebenswegorientiertes Umweltschutzzinstrument mit dem breiten Anwendungsspektrum und dem großen Potential in Russland von besonderer Bedeutung.

---

<sup>50</sup>Vgl. den Abschnitt „3.10.3 Computerunterstützung der Ökobilanzierung“.

## TEIL II: ÖKOLOGISCHE BILANZIERUNG

### 3 INHALTLICHE GRUNDLAGEN DER ÖKOBILANZIERUNG IN DEN EG-LÄNDERN

#### 3.1 Historische Entwicklung der Ökobilanzierung

In diesem Abschnitt wird ein Überblick über die Herausbildung von einer Ökobilanz gegeben. Die Idee der Ökobilanz kam *in den 60er - 70er Jahren* des 20. Jahrhundert unter dem Einfluss der damaligen Erdöl- und Ökologiekrise auf.<sup>51</sup> Die vermutlich älteste Ökobilanz („Resource and environmental profile analysis“ für verschiedene Getränkeverpackungen) erstellte 1969 in den USA das Midwest Research Institute im Auftrag von Coca-Cola.<sup>52</sup>

Die Vorgänger der Ökobilanzen in Europa waren Anfang der siebziger Jahre die sog. Sozialbilanzen bzw. die gesellschaftsbezogene Rechnungslegung, die ein „Prozess der organisierten Erhebung, Aufbereitung und Kommunikation von Daten über die [...] gesellschaftlichen Auswirkungen“ der Geschäftstätigkeit von Unternehmen darstellt.<sup>53</sup> In einem Katalog der Mindestanforderungen an den Inhalt einer Sozialbilanz wurden drei umweltrelevanten Kennzahlen genannt: Ausmaß der Belastung, Maßnahmen zur Milderung der Belastung und Kompensation, sowie Erfüllung von gesetzlichen Normen.<sup>54</sup>

In den ersten Ökobilanzstudien wurde vor allem das Energiebedürfnis ausgerechnet oder es wurden die Eingangs- und die Ausgangsströme von chemischen Substanzen für die verschiedenen Produktionsprozesse, die energetischen Systeme und Verpackungen gemessen.<sup>55</sup>

Als einer der Erfinder der Ökobilanz kann Müller-Wenk bezeichnet werden, der in den 1970er Jahren das Konzept der ökologischen Buchhaltung für die Erfassung der vom

---

<sup>51</sup>Vgl. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Der wahre Reichtum liegt im Gebrauch, <http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/buwalcontent/umweltbericht2002/d/22.pdf>.

<sup>52</sup>Vgl. Corino 1995, 3, Behrendt 1998, 3, Hunt et al. 1974, Spiller 1996, 351.

<sup>53</sup>Vgl. Dierkes et al. 1974, 297. Zu Sozialbilanzen vgl. Kapp 1972, Heigl 1974, Dierkes 1974, Dierkes et al. 1974, von Wysocki 1981, Kloepfer 1993, Kunhenn 1997, 89-93.

<sup>54</sup>Vgl. Arbeitskreis des Deutschen Gewerkschaftsbundes „Gesellschaftsbezogene Rechnungslegung / Sozialbilanzen“ 1979.

<sup>55</sup>Vgl. Schaltegger et al. 2000, 242, der sich auf Basler et al. 1974, Henn et al. 1984 und Schalit et al. 1978 bezieht. Auch Hunt et al. 1974, Oberbacher et al. 1974, Kindler et al. 1979, Österreichisches Institut für Verpackungswesen 1977.

einzelnen Unternehmen ausgehenden Umwelteinwirkungen entwickelte.<sup>56</sup> Dieses „konsistente theoretische Konzept für eine Sozialbilanz auf dem Gebiet des betrieblichen Umweltschutzes“<sup>57</sup>, das er ursprünglich als Mess- und Informationssystem für ganze Unternehmen vorgesehen hatte, wurde auch in der unternehmerischen Praxis angewendet.<sup>58</sup>

Zwei Meilensteine der methodischen Entwicklung der Ökobilanzierung waren *in den frühen 1980er Jahren* zum einen die Entstehung der sog. „Basisdaten“ für die Erstellung der Ökobilanzen auf der Basis von Durchschnittswerten, zum anderen die Entwicklung einer Bewertungsmethode (Modell der kritischen Belastung) vom schweizerischen Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL, damals Bundesamt für Umweltschutz, BUS).<sup>59</sup>

Während die Bewertung in den 1960er - 1970er Jahren Emissionsfragen und einzelne toxische Schadstoffe umfasste, erweiterte sich die Blickrichtung Anfangs der 1980er Jahre auf andere Wirkungsfelder. So wurden in einer der ersten umfassenden Ökobilanzstudie vom BUWAL im Auftrag der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt St. Gallen (EMPA), die sich auf die Methodik der kritischen Belastungspunkte begibt, neben dem Energieverbrauch und Emissionen in Wasser und Luft die Abfallentstehung zur Bewertung herangezogen.<sup>60</sup> EMPA hat außerdem die Begriffe „Ökobilanz“ und „Ökoprofil“ unterschieden.<sup>61</sup> Inzwischen sind weltweit von Unternehmen, Behörden, unabhängigen Instituten und Hochschulen einige hundert praktische Studien veröffentlicht worden.<sup>62</sup>

*Mitte der 1980er Jahre* wurde auch in der Bundesrepublik Deutschland (BRD) eine breite Diskussion zur Ökobilanzierung eingeleitet; praktische Erfahrungen liegen hier seit 1987 aus verschiedenen Betrieben vor.<sup>63</sup> In ersten deutschen Untersuchungen wurden Teilbereiche der Ökobilanz analysiert (Input-Output-Analysen, Teilaspekte der Prozessbilanz und der Produktbilanz). Eine komplette ökologische Bilanzierung für ein gesamtes Unternehmen ist erst mit der Ökobilanz für die Lammsbräu Neumarkt geleistet worden.<sup>64</sup> Das Presseecho auf die jüngsten Stellungnahmen des deutschen Umweltbundesamtes (UBA) und

---

<sup>56</sup>Vgl. Müller-Wenk 1978.

<sup>57</sup>Vgl. ders. 1978, 7.

<sup>58</sup>Die weiterentwickelte Methodik von Müller-Wenk wurde zur Beurteilung sowohl der Betriebe wie auch der Produkte, wie z.B. Packstoffen und Verpackungen eingesetzt, vgl. BUWAL 1990.

<sup>59</sup>Zu den Basisdaten vgl. den Abschnitt „3.9.2 Datenproblem“; zu den Bewertungsmethoden vgl. den Abschnitt „3.8 Ansätze der Wirkungsabschätzung“.

<sup>60</sup>Vgl. BUS 1984.

<sup>61</sup>Vgl. Thalmann et al. 1985a, dies. 1985b, dies. 1985c, dies. 1985d, dies. 1985e, Schaltegger et al. 1994, 68, zur Definition von Ökobilanz und Ökoprofil vgl. den Abschnitt „3.2 Begriff 'Ökobilanz'“.

<sup>62</sup>Vgl. z.B. Lundholm et al. 1985, dies. 1986, Guinée et al. 1989, Boustead 1990.

<sup>63</sup>Vgl. Beck 1993, 117f., Forschungsprojekt 1987, dass. 1989.

<sup>64</sup>Vgl. Forschungsprojekt 1991.

andere Veröffentlichungen in den Massenmedien haben der Ökobilanz zu Bekanntheit auch in weiteren Kreisen der deutschen Öffentlichkeit verholfen.<sup>65</sup>

Seit Ende der 1980er Jahre mehrten sich die Stimmen, welche die Bewertung weg vom isolierten Betrachten von Einzelfaktoren hin zu einer integrierten Betrachtung von Systemen und deren Wechselwirkungen mit der Umwelt weiterentwickeln wollten. Nach der Internationalen Umweltschutzkonferenz in 1992 in Rio de Janeiro kam die Forderung auf, die ökologischen Fragen um soziale und ökonomische Aspekte zu ergänzen.<sup>66</sup> Diese Entwicklung fand in einer Phase statt, in der mit der Etablierung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung Instrumente in den Vordergrund rückten, die unter Berücksichtigung der wirtschaftlichen und sozialen Lebensbedingungen der Menschen langfristig die natürlichen Lebensgrundlagen sichern sollten.<sup>67</sup> In dem Abschlußbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ werden Ökobilanzen als Instrument zur Umsetzung des Konzepts der Nachhaltigkeit ausdrücklich genannt.<sup>68</sup> In dieser Phase ist auch das Interesse für den Inhalt und die Qualität der für die Ökobilanzerstellung verwendeten Informationen und die Absätze zur Einschätzung gewachsen.<sup>69</sup> Diese Phase ist noch nicht abgeschlossen.

Das Spektrum der durchgeführten Ökobilanzen wurde noch mehr ausgedehnt. Im Mittelpunkt des Interesses stehen dabei neben Verpackungen auch Chemikalien, Elektronik, Baustoffe, Lebensmittel.<sup>70</sup> Mittlerweile liegen auch erste Ökobilanzen von einem so komplexen Produkt wie einem Auto vor.<sup>71</sup> Es ist eine ganze Reihe von theoretischen Studien erschienen, die sich bemühen, einen Überblick über die Methode der Bilanzierung zu geben.<sup>72</sup> Ein wichtiger Aspekt der Ökobilanzentwicklung in der BRD in den 1990er Jahren ist das, dass Politik und Verbände diesem Thema eine größere Aufmerksamkeit widmen.<sup>73</sup>

Außerdem kam es in den folgenden Jahren zu Verständigungen bezüglich des Bilanzaufbaus und der Ausgestaltung einiger Bilanzkomponenten, allgemein akzeptierte

---

<sup>65</sup>Vgl. z.B. o.V. 1992b, o.V. 1992c.

<sup>66</sup>Vgl. Greenpeace Deutschland (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Aktuelle Ökobilanzen zum Werkstoff PVC - eine kritische Prüfung (critical review), [http://archiv.greenpeace.de/GP\\_DOK\\_3P/HINTERGR/C03HI36.PDF](http://archiv.greenpeace.de/GP_DOK_3P/HINTERGR/C03HI36.PDF).

<sup>67</sup>Vgl. Tegethoff 1997, 25.

<sup>68</sup>Vgl. Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages 1997, 365.

<sup>69</sup>Vgl. Schaltegger et al. 2000, 243.

<sup>70</sup>Vgl. z.B. Lentz et al. 1989, UBA 1992, 21, Rubik 1994, 5f., Rubik et al. 1991, 43-53, Schmitz et al. 1995.

<sup>71</sup>Vgl. Hoffmann 1993, 174f., Marsmann 1994, 11f., o.V. 1991b, Universität – Gesamthochschule Siegen, Fachbereich Maschinentechnik, Institut für Systemtechnik (zuletzt überarbeitet am 11.04.05): Sachbilanz – Golf, [http://141.99.140.157/d/ist3/Allgemeine%20Infos/Allgemeine\\_Infos-SBGolf.htm](http://141.99.140.157/d/ist3/Allgemeine%20Infos/Allgemeine_Infos-SBGolf.htm).

<sup>72</sup>Vgl. hierzu Rubik et al. 1997a, Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestags 1992, 42-55, IÖW 1993, SETAC 1993, UBA 1992, EPA 1993.

<sup>73</sup>Vgl. z.B. BMU 1992, 333f., dass. 1998, 28ff., BDI 1999.

Konventionen der Bilanzbewertung fehlen jedoch bislang.<sup>74</sup> Diese wurden von verschiedenen Seiten immer wieder gefordert, um den Spielraum der Bilanzierer einzuschränken und einen Anspruch der Ökobilanzierung auf allgemein akzeptierte Ergebnisse anmelden zu können.<sup>75</sup> Die jüngste Entwicklung der Ökobilanzierung zielt also auf eine Standardisierung der verwendeten Methoden ab. Als Ergebnis dieser Anstrengungen wurden 1996 die internationalen Normen 14040ff. verabschiedet, die insgesamt zu höherer Qualität und Transparenz führen dürften.<sup>76</sup>

Nach Schaltegger setzen sich die aktuellen Forschungen im Bereich der Ökobilanzen mit den folgenden Aspekten auseinander:<sup>77</sup>

- Kriterien zur Abgrenzung betrachtenden Systeme,
- Modellen zu Klassifikation und Gewichtung unterschiedlicher Umwelteinwirkungen,
- Aufbereitung von Daten durchschnittlicher Umweltbelastungen.

Darüber hinaus müssen noch zwei Punkte, die die zeitgemäße Entwicklung dieses Wissenschaftsbereiches charakterisieren, skizziert werden:

- der Übergang von der Produktökobilanzierung zur Zusammenstellung der umfangreicheren Ökobilanzen, der Ökobilanzen für ganze Betriebe, Gruppen der Betriebe und Branche, Betriebsstandorte und administrativ-territoriale Einheiten,
- die Erarbeitung und die Einführung der Softwares für die Computerunterstützung von Ökobilanzierung.<sup>78</sup>

### 3.2 Begriff „Ökobilanz“

Die mehrdeutige Verwendung des Begriffs „Ökobilanz“ hat sich in der BRD und in anderen deutschsprachigen Ländern in so einer Weise verfestigt, dass es erheblicher Anstrengungen bedarf, hier Klarheit zu schaffen.

Der aus zwei Teilen („Öko“ von „ökologisch“ und „Bilanz“) bestehende Begriff „Ökobilanz“ ist auf den ersten Blick irreführend. Aus dem Italienischen wird das Wort „bilancio“ als „Gleichgewicht“ übersetzt.<sup>79</sup> Es leitet sich von bi-lanx ab, d.h. zweischalig.<sup>80</sup> In

---

<sup>74</sup>Vgl. SETAC 1993, 6f.

<sup>75</sup>Vgl. UBA 1992, 23, 64.

<sup>76</sup>Zu diesen Normen vgl. Tab. 4.

<sup>77</sup>Vgl. Schaltegger 1994, 121.

<sup>78</sup>Nähe dazu vgl. den Abschnitt „3.10 Neue Entwicklungen der Ökobilanzierung“.

<sup>79</sup>Vgl. Beck 1993, 117.

<sup>80</sup>Vgl. Sietz et al. 1993, 11.

der Wirtschaft versteht man unter einer Bilanz die Gegenüberstellung der Aktiva und Passiva eines Unternehmens.<sup>81</sup> In den Naturwissenschaften wird unter dem Begriff „Bilanz“ Stoff- oder Energiebilanz eines Vorganges in der Natur verstanden, indem Ausgangsstoffe und –energien einerseits und Endprodukte andererseits einander gegenübergestellt werden.<sup>82</sup> Der Begriff „Ökobilanz“ ist eher zum naturwissenschaftlichen Verständnis nahe.<sup>83</sup>

Im Grunde genommen rührt das terminologische Problem daher, dass der Begriff „Ökobilanz“ oft als Oberbegriff für alle Bilanzierungsarten mit einem ökologischen Bezug verstanden wurde und wird.<sup>84</sup> Hinderlich ist zudem, dass der Begriff „Ökobilanz“ gleichzeitig auch als Synonym für einzelne der verschiedenen Bilanzierungsarten bzw. für Bestandteile von Ökobilanzen gemäß DIN EN ISO 14040 (z.B. Sachbilanz) verwendet wird. Das Spektrum reicht von produktbezogenen<sup>85</sup> über unternehmensbezogene Ökobilanzen<sup>86</sup> bis hin zu Ökobilanzen über Städte<sup>87</sup>. Im Folgenden werden einige Definitionsvorschläge, welche in die fachliche Diskussion eingegangen sind, kurz vorgestellt.

Ihr Entstehen im Jahr 1985 verdanken der Begriff „Ökobilanz“ als auch der Begriff „Ökoprofil“ der schweizerischen *EMPA St. Gallen*.<sup>88</sup> Unter einer Ökobilanz wurde in der EMPA ein objektiver Zahlensatz über die Umweltbelastungen, die durch die Anwendungen bestimmter Produkte (z.B. Packstoffe) entstehen, verstanden.<sup>89</sup> Die erfassten Daten betreffen den Rohstoff- und Energieverbrauch sowie die erzeugten Rest- und Schadstoffe. Die nach vier Dimensionen (kritische Wasser- und Luftmenge, Abfallmenge und Energieverbrauch) gewichteten Ökobilanzen wurden Ökopprofile genannt.<sup>90</sup>

Ähnlich wird der Begriff von den Schweizern Walder, Hofstetter und Frischknecht formuliert, wobei unter einer Ökobilanz schon die alle Umweltfaktoren abdeckenden und für

---

<sup>81</sup>Vgl. Wöhe 1990, 983.

<sup>82</sup>Vgl. Sietz et al. 1993, 13. Zur Verwendung des Begriffes „Bilanz“ in der Natur-, Technikwissenschaft, sowie in der Wirtschaftswissenschaften vgl. auch Seuring 1998, 67-71.

<sup>83</sup>Vgl. Beck 1993, 117.

<sup>84</sup>Vgl. z.B. BUWAL 1998b, 17, Kwiatkowski 1994, Schulz et al. 1998, 1.

<sup>85</sup>Vgl. z.B. UBA 1995a.

<sup>86</sup>Vgl. Bausparkasse Schwäbisch Hall (zuletzt überarbeitet am 08.06.1999): <http://home.t-online.de/home/fknolle/bilanz98.htm>.

<sup>87</sup>Vgl. z.B. für die Stadt Goslar in den Jahren 1998 und 1999: <http://home.t-online.de/home/fknolle/bilanz98.htm> (zuletzt überarbeitet am 08.06.1999), Braunschweig 1986, auch Umweltplan Münster 1996.

<sup>88</sup>Vgl. u.a. Thalmann et al. 1985a.

<sup>89</sup>Vgl. BUS 1984, 3. „Produkte“ heißen im Sinne der Ökobilanz alle beweglichen Sachen einschließlich der Dienstleistungen, vgl. DIN EN ISO 14040 1997, 2, UBA 1992, 5.

<sup>90</sup>Vgl. BUS 1984, 9.

den ganzen Produktlebenszyklus erhobenen Basisdaten verstanden werden.<sup>91</sup> Danach werden die Daten gewichtet, woraus Ökopprofile entstehen.<sup>92</sup>

Noch eine Variante hierzu stellt die „Ökobilanz von Packstoffen“ des schweizerischen BUWAL dar. Das BUWAL betrachtet die Erstellung einer Ökobilanz lediglich als „die Beschreibung und Auflistung der primären Auswirkungen von bestimmten Prozessen [...] auf die Umwelt“.<sup>93</sup> Eine darauf basierende Beurteilung und Bewertung wird als gesonderter Verfahrensschritt betrachtet und „Ökopprofil“ genannt. Das heißt, bereits die erhobenen Energie- und Stoffdaten werden als Ökobilanz bezeichnet.<sup>94</sup> Die Differenzierung von „Ökobilanz“ und „Ökopprofil“ konnte sich außerhalb der Schweiz bislang nicht etablieren.

In einer früheren Arbeit vom BUWAL „Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung“ wird über eine Ökobilanz als ein „Bewertungssystem, welches unterschiedliche ökologische Belastungen beurteilt“ gesprochen.<sup>95</sup> Die Erhebung der Umweltinformationen wird in diesen Begriff als ein Ökobilanzteil nicht miteinbezogen und somit entspricht der Begriff „Ökobilanz“ dem oben zugeführten Begriff „Ökopprofil“.

Bis Anfang der 1990er Jahre wird der Begriff „Ökobilanz“ also besonders undeutlich, teilweise sogar widersprüchlich behandelt, dann einigt man sich darauf, dass eine Ökobilanz beide Elemente enthalten muss: Datenerfassung und anschließende Bewertung. Seither werden in der begrifflichen Diskussion um Ökobilanzen vor allem die Fragen unterschiedlich angesprochen, ob eine Ökobilanz einen Untersuchungsgegenstand oder unbedingt mehrere (um damit einen Vergleich der Umwelteinwirkungen zu ermöglichen) haben soll und wie weit die Zielsetzungen der Ökobilanz reichen sollen.

Für das deutsche UBA ist die Ökobilanz zum Beispiel „ein möglichst umfassender Vergleich der Umweltauswirkungen zweier oder mehrerer unterschiedlicher Produkte, Produktgruppen, Systeme, Verfahren oder Verhaltensweisen.“<sup>96</sup> Später wird eine Ökobilanz vom UBA als „das Umweltprotokoll eines Produktes, eines Herstellungs- oder anderen Verfahrensprozesses, einer Dienstleistung oder eines Produktionsstandortes, das das vorhandene Wissen über deren Auswirkungen auf die Umwelt zusammen fasst“ definiert. Sie

---

<sup>91</sup>Vgl. Walder et al. 1991, 1.

<sup>92</sup>Vgl. Schaltegger et al. 1994, 68.

<sup>93</sup>Vgl. BUWAL 1991, 10.

<sup>94</sup>Vgl. dass. 1991, 107.

<sup>95</sup>Vgl. dass. 1990, 3.

<sup>96</sup>Vgl. UBA 1992, 17, auch Kremer et al. 1996, 4.

kann Potenziale für einen effizienteren Einsatz von Rohstoffen und Energie und eine Verringerung der Umweltbelastungen durch Schadstoffausstoß und Abfälle aufzeigen.<sup>97</sup>

Nach Definition des Institutes für Ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) ist eine Ökobilanz ein Instrument, das „die betriebliche Umweltrelevanz systematisch erfassen und darstellen, Schwachstellen und Optimierungspotenziale aufzeigen und in Maßnahmen umsetzen können“ soll. Sie muss „Maßstäbe und eine Systematik zur Beurteilung vorgeben“.<sup>98</sup> Ziel ist die Beseitigung dieser Schwachstellen und die Wiederherstellung eines Gleichgewichts mit den Ressourcenpotentialen und Kreislaufprozessen der globalen Natur.<sup>99</sup>

Nach Kensity ist die Ökobilanz „eine Aufstellung der Umweltauswirkungen von Produkten, Produktgruppen, Verfahren oder Verfahrensweisen, Betrieben oder allgemeiner aufgefasst auch von Städten, Gemeinden usw. Ökobilanz kann als eigenständige Betrachtung oder als vergleichende Studie ausgelegt werden und erfährt eine Untergliederung hinsichtlich Anwendungsarten und Vorgehensweisen“.<sup>100</sup>

In der *ISO 14040* wird unter der Ökobilanz ein Hilfsmittel verstanden, das als Informations-, Planungs- und Zielverfolgungsinstrument eingesetzt werden kann, um die Schwachstellen im Lebensweg der Produkte offenzulegen, die Umwelteigenschaften zu verbessern, mögliche Alternativen zu vergleichen und Handlungsempfehlungen, z.B. für Beschaffung, Einkauf und Entsorgung, zu begründen.<sup>101</sup> In Anlehnung an die Definition der DIN EN ISO 14040 könnten Ökobilanzen als Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputeinflüsse und der potentiellen Umweltwirkungen eines Bezugssystems in einem gegebenen Zeitraum bezeichnet werden.<sup>102</sup>

Der Begriff „Ökobilanz“ ist also irreführend, weil die Ökobilanzen keine Bestandrechnungen, sondern Gewinn- und Verlustrechnungen darstellen und deshalb Flussrechnungen sind und es gibt keine einmütige Definition von Ökobilanz.<sup>103</sup>

---

<sup>97</sup>Vgl. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): 3 Fragen – 3 Antworten, [http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/baum/download/uba\\_bewertungsmethode.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/baum/download/uba_bewertungsmethode.pdf).

<sup>98</sup>Vgl. Lehmann 1992, 19, Hallay et al. 1992, 33, Böning 1994, 29.

<sup>99</sup>Vgl. Beck 1993, 117.

<sup>100</sup>Vgl. Kensity 1993, 8.

<sup>101</sup>Vgl. ISO 14040 1997, Universität Bremen, Institut für Umweltverfahrenstechnik (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Umweltrelevante Schwachstellenanalyse von Produktionsprozessen zur Offenlegung von Wertschöpfungspotentialen, <http://www.iuv.uni-bremen.de/publikationen/haase/preprint99.htm>.

<sup>102</sup>Vgl. DIN EN ISO 14040 1997, 2, 5.

<sup>103</sup>Vgl. Krcmar et al. 1996, 4, Schaltegger et al. 1994, 69, Europa-Universität Viadrina Frankfurt (Oder), Lehrstuhl für allgemeine Betriebswirtschaftslehre insbesondere Industriebetriebslehre (zuletzt überarbeitet am 15.05.03): Techniken des Umweltmanagements, <http://www.ibl.euv-frankfurt-o.de>.

Deshalb werden für die Bezeichnung der Idee von Ökobilanz von verschiedenen Autoren andere deutschsprachige Begriffe (z.B. Umweltbilanz, Lebensweganalyse, Umweltprofil, Stoffbuchhaltung, Umweltverträglichkeitsprüfung, Ökopprofil, Energiebilanz, Umweltanalyse, Ganzheitliche Bilanzierung, Produktfolgeabschätzung, (kumulative) Stoff-, Energie-, Emissions- und Abfallbilanz) und englische Begriffe (ecobalance, ecoprofile, resource and environmental profile analysis, integrated substance chain management), einschließlich des international bekannten Begriffs Life Cycle Assessment/Analyse (LCA) verwendet.<sup>104</sup> Aber unter Berücksichtigung des Umstandes, dass der Begriff „Ökobilanz“ in den allgemeinen Sprachgebrauch eingegangen ist, ist er optimal geeignet.

### 3.3 Beteiligte Institutionen

In den vergangenen Jahrzehnten haben sich verschiedene nationale, europäische und weltweit aktive Arbeitsgruppen gebildet, die sich mit der wissenschaftlichen Weiterentwicklung der Ökobilanzierung beschäftigen.

Es ist von besonderer Bedeutung, die Methodik von Ökobilanzierung international auszugestalten und auch internationale bzw. weltweite Standards zu erarbeiten. Hierfür sind maßgeblich die weltweiten Arbeitsgruppen der Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) und der ISO (International Standard Organisation) verantwortlich.

Von SETAC wurde in den letzten Jahren eine ganze Reihe von Dokumenten und Richtlinien über Ökobilanzierung veröffentlicht. Als ein Meilenstein der Entwicklung von Ökobilanzen wird der sog. „Code of Practice“ bezeichnet.<sup>105</sup> In Zusammenarbeit mit dem deutschen UBA wurden die Phasen der Ökobilanz untergliedert.<sup>106</sup> SETAC gibt einen kostenlosen Rundbrief mit dem Titel LCA-News heraus.<sup>107</sup>

Mit dem LCANET wurde von SETAC ein europäisches Netzwerk für strategische Ökobilanzforschung und –entwicklung gegründet mit dem Ziel, den aktuellen Methodenstand zu beschreiben und dem EU-Programm Umwelt- und Klimaforschung zuzuarbeiten. Dieses Projekt endete 1997. Das Folgeprojekt CHAINET hat einen breiteren Ansatz und beschäftigt sich neben Ökobilanzen auch mit anderen Instrumenten. Mit CHAINET wird unter anderem das Ziel verfolgt, den Entwicklern und Anwendern der verschiedenen Instrumente ein

---

<sup>104</sup>Vgl. hierzu Corino 1995, 11, Etterlin et al. 1992, 15, Rubik et al. 1997b, 53, Schaltegger et al. 2000, 243.

<sup>105</sup>Vgl. SETAC 1993.

<sup>106</sup>Vgl. UBA 1992.

<sup>107</sup>Vgl. Corino 1995, 4.

gemeinsames Forum zur Diskussion, aber auch Fortentwicklung von Ökobilanzen zu bieten.<sup>108</sup>

Eine große Rolle bei der Entwicklung internationaler Standards spielt *ISO* mit dem deutschen Vertreter (Deutsches Institut für Normung, DIN). Ein bedeutender Schritt in Richtung einer einheitlichen Vorgangsweise bei der Ökobilanzierung wurde mit der Einrichtung des technischen Ausschusses 207 „Umweltmanagement“ 1993 gesetzt. Das DIN hat 1993 einen Arbeitsausschuss „Produkt-Ökobilanzen“, später „Ökobilanzen“ beim Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) gegründet.

In Rahmen dieser Normungsarbeit sind unter anderem die ISO 14040ff. entstanden.<sup>109</sup> Diese Normen stellen faktisch einen vorläufigen Endpunkt dar, auch wenn die Methodenentwicklung weiter voranschreitet. Mit diesen internationalen Normen, die von den nationalen Normungsinstitutionen übernommen wurden, wird zum Ausdruck gebracht, dass eine internationale Entwicklung für produktbezogene Ökobilanzen (wohl auch für Ökobilanzen mit anderen Bezugsobjekten) favorisiert wird.<sup>110</sup>

Ende der 1990er Jahre wurde *das International Journal of Life Cycle Assessment*, die in Deutschland erscheinende englischsprachige Fachzeitschrift für Ökobilanzen, gegründet. Die Zeitschrift wendet sich an Wissenschaftler und Anwender, aber auch an Entscheidungsträger in Wirtschaft und Politik. Sie versteht sich nicht nur als Publikationsorgan, sondern auch als Plattform für die Methodendiskussion, die Präsentation einzelner Studien und die Dokumentation aktueller Entwicklungen.<sup>111</sup>

Gemeinsam mit SETAC hat das International Journal of Life Cycle Assessment im Internet ein zeitgemäßes sog. Diskussionsforum „*LCA Global Village*“ geschaffen, das Wissenschaftlern und Anwendern ein Forum zur Verfügung stellt, um sich über ökobilanzbezogene Themen auszutauschen.<sup>112</sup>

Bei der Methodenentwicklung kommt der Ökobilanzforschung nationaler Einrichtungen eine bedeutende Rolle zu. Im deutschsprachigen Raum taten sich besonders das BUWAL, das UBA und das IÖW hervor.

Das schweizerische *BUWAL* wird als Einführer des Modells der kritischen Volumina bezeichnet. Hier wurden der Aufbau der Ökobilanz und die Wirkungsabschätzung

---

<sup>108</sup>Vgl. Rehbinder et al. 2001, 60.

<sup>109</sup>Vgl. DIN EN ISO 14040 1997, dass. 1998, dass. 2000, dass. 2000a.

<sup>110</sup>Vgl. Curran 1999, 124.

<sup>111</sup>Vgl. Rehbinder et al. 2001, 60f.

<sup>112</sup>Vgl. dies. 2001, 61.

ausgearbeitet und grundlegende Arbeiten zu Ökobilanzen erstellt. Von besonderer Bedeutung sind die in den 1980er bis Anfang der 1990er Jahre veröffentlichten Studien des BUWAL über Packstoffen.<sup>113</sup> Das BUWAL hat in neuerer Zeit eine Reihe von ökobilanzbezogenen Berichten veröffentlicht.<sup>114</sup> Vom BUWAL wird das Projekt «Ecoinvent 2000» mitinitiiert und mitfinanziert.<sup>115</sup> Ziel des Vorhabens ist die Zusammenlegung der bereits bestehenden Ökoinventare gemäß einheitlichen Qualitätsrichtlinien in einer gemeinsamen Datenbank.

Eine weitere schweizerische Organisation, die sich oft in Zusammenarbeit mit BUWAL mit der Ökobilanzierung beschäftigt, ist die Aktionsgruppe *Ö.B.U.* (Schweizerische Vereinigung für Umweltbewusste Unternehmensführung).<sup>116</sup>

Dank der Arbeitsgruppe „Produkt-Ökobilanzen“ des deutschen UBA wurden zunächst zwei Methoden von Ökobilanzierung vorgeschlagen: die sog. UBA-Methode und die verbal-argumentative Bewertung.<sup>117</sup> Des Weiteren, es wurde nach längeren Vorbereitungen eine Rangbildung von den Wirkungskategorien, die für den Vergleich unterschiedlicher Umwelteinwirkungen benötigt werden, vorgelegt und auch für die Bewertung der aktuellen Ökobilanzen angewendet.<sup>118</sup> Die bedeutendsten Veröffentlichungen des UBA wurden in den 1990er Jahren vorgelegt.<sup>119</sup>

Das *IÖW* ist eine der führenden Forschungsorganisationen im Gebiet Ökobilanzierung in Deutschland. Hier wurde eine der grundlegenden Ökobilanzmethoden entwickelt (ABC-Bewertung). Die vom IÖW durchgeführten Forschungen konzentrieren sich vor allem auf die Weiterentwicklung von Bewertungsmethoden.<sup>120</sup>

In den Niederlanden existiert mit dem Centrum for Milieukunde an der Universität Leiden (*CML*) ein Institut, das wesentlich an der methodischen Entwicklung von Ökobilanzen beteiligt ist.<sup>121</sup> Das CML ist, wie viele Akteure der Ökobilanzforschung, in die internationalen Gremien eingebunden. Es ist unter anderem die Koordinierungsstelle für CHAINET.

---

<sup>113</sup>Vgl. BUS 1984, BUWAL 1986, dass. 1991.

<sup>114</sup>Vgl. BUWAL 1990, dass. 1992, dass. 1994, dass. 1995a, dass. 1995b, dass. 1995c, dass. 1996a, dass. 1996b, dass. 1998a, dass. 1998b, dass. 1998c, dass. 1999.

<sup>115</sup>Vgl. Das schweizerische Forschungsinformationssystem Aramis (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Ecoinvent 2000, <http://www.aramis-research.ch/d/2013.html>.

<sup>116</sup>Vgl. Ö.B.U. und BUWAL 1997, Ö.B.U. 1992.

<sup>117</sup>Vgl. zu diesen Methoden den Abschnitt „3.8 Ansätze der Wirkungsabschätzung“.

<sup>118</sup>Vgl. u.a. UBA 1995b, UBA 1998.

<sup>119</sup>Vgl. UBA 1992, UBA 1995a, UBA 1997, UBA 1999b.

<sup>120</sup>Vgl. z.B. Hallay 1989, Braunschweig et al. 1994, Braunschweig et al. 1996, Lehmann 1991, Rubik 1994, Rubik et al. 1997a.

<sup>121</sup>Vgl. z.B. Heijungs et al. 1992.

Mitarbeiter des CML sind im Herausgebergremium des International Journal of Life Cycle Assessment, sowie in einer Arbeitsgruppe zu Ökobilanzen bei SETAC-Europa vertreten.

In den USA ist das Hauptzentrum der Forschung die Umweltschutzagentur (Environmental Protection Agency, *EPA*). Nach einer Untersuchung der EPA hat das grundsätzliche Interesse an Ökobilanzen aber nicht zu einer vergleichbaren Entwicklung wie in Europa geführt. Es scheint eine grundsätzliche Tendenz bei amerikanischen Unternehmen zu geben, nur Sachbilanzen, nicht aber vollständige Ökobilanzen zu erstellen.<sup>122</sup>

### 3.4 ISO 14040f. und DIN-Normen

Internationale und nationale Ausschüsse bei der ISO nahmen im Juni 1993 ihre Arbeit auf, um im Rahmen des Umweltmanagements einen Konsens über die Methodik der Ökobilanzerstellung herbeizuführen. Im nationalen Arbeitsausschuss „Produkt-Ökobilanzen“ beim DIN/NAGUS wurde zunächst ein Positionspapier „Grundsätze produktbezogener Ökobilanzen“ veröffentlicht.<sup>123</sup> Erstes Ergebnis der weltweiten Arbeiten zur Standardisierung im Bereich Ökobilanzierung ist das internationale Schriftstück ISO 14040 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework, das als Basisnorm der Normenreihe ISO 14040ff. betrachtet wird.<sup>124</sup> Die wesentlichen Punkte der Norm sind der Anspruch an eine transparente Darstellung der gesamten Ökobilanz, sowie die Offenheit für neue wissenschaftliche Erkenntnisse.<sup>125</sup>

Zu dieser Normenreihe gehören die ISO-Normen 14040 bis 14049 (vgl. Tab. 4). Während die ISO 14040 zusammenfassend die grundlegenden Prinzipien und Anforderungen an Ökobilanz festlegt, werden Details in den Normen ISO 14041- 14043 beschrieben.<sup>126</sup> Die ISO-Normen 14047-14049 beschreiben beispielsweise einige Schwerpunkte der Ökobilanz.

Mit der Normenreihe DIN EN ISO 14040-43 ist vorläufig ein Endpunkt der produktökobilanzbezogenen Normungsaktivitäten erreicht. In DIN EN ISO 14040 wird explizit darauf hingewiesen, dass sich Ökobilanzen noch in einem frühen Entwicklungsstadium, einige Bestandteile (z.B. Wirkungsabschätzung) sogar erst in einem

---

<sup>122</sup>Vgl. UBA 1997, 68.

<sup>123</sup>Vgl. DIN 1994.

<sup>124</sup>Vgl. ISO 14040 1997, DIN EN ISO 14040 1997.

<sup>125</sup>Vgl. z.B. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Der wahre Reichtum liegt im Gebrauch, <http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/buwalcontent/umweltbericht2002/d/22.pdf>.

<sup>126</sup>Vgl. Knopp 1999, 1702.

relativen Anfangsstadium befinden. Die fortlaufende Anpassung der Normen an den neuesten Methodenstand ist damit vorgegeben.<sup>127</sup>

Tabelle 4. ISO 14040ff. - Normenliste

<i>Normen ISO</i> <sup>128</sup>	<i>Entsprechende Normen DIN EN ISO</i> <sup>129</sup>
<b>ISO 14040</b> , Ausgabe: 1997 Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework	<b>DIN EN ISO 14040</b> , Ausgabe: 1997 Umweltmanagement - Ökobilanz - Prinzipien und allgemeine Anforderungen
<b>ISO 14041</b> , Ausgabe: 1998 Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis	<b>DIN EN ISO 14041</b> , Ausgabe: 1998 Umweltmanagement - Ökobilanz - Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz
<b>ISO 14042</b> , Ausgabe: 2000 Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment	<b>DIN EN ISO 14042</b> , Ausgabe: 2000 Umweltmanagement - Ökobilanz - Wirkungsabschätzung
<b>ISO 14043</b> , Ausgabe: 2000 Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle interpretation	<b>DIN EN ISO 14043</b> , Ausgabe: 2000 Umweltmanagement - Ökobilanz - Auswertung
<b>ISO/TR 14047</b> , Ausgabe: 2003 Environmental management – Life cycle assessment – Examples of application of ISO 14042	-
<b>ISO/TS 14048</b> , Ausgabe: 2002 Environmental management – Life cycle assessment – Data documentation format	-
<b>ISO/TR 14049</b> , Ausgabe: 2000 Environmental management – Life cycle assessment – Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis	-

In der DIN 33926 „Ökobilanzen - Standardberichtsbogen“ wurde ein Standardberichtsbogen entwickelt, der von denjenigen zu verwenden ist, die Interesse an der Veröffentlichung der Ergebnisse von Ökobilanzen haben.<sup>130</sup> Zur Verwendung von Produkt-Ökobilanzen in Marketing, Werbung und Öffentlichkeitsarbeit gibt es mittlerweile die Norm DIN 33927.<sup>131</sup>

### 3.5 Anforderungen an Ökobilanzen

Aus der Diskussion um die Ökobilanzen sind allgemeine Anforderungen an die Durchführung entwickelt worden. Durch die Einhaltung dieser Anforderungen können die

<sup>127</sup>Vgl. z.B. Reh binder 2001, 15.

<sup>128</sup>Vgl. ISO 14040 1997, ISO 14041 1998, ISO 14042 2000, ISO 14043 2000, ISO/TR 14047 2003, ISO/TR 14048 2002, ISO/TR 14049 2000.

<sup>129</sup>Vgl. DIN EN ISO 14040 1997, DIN EN ISO 14041 1998, DIN EN ISO 14042 2000, DIN EN ISO 14043 2000.

<sup>130</sup>Vgl. DIN 1998.

<sup>131</sup>Vgl. DIN 1999.

Ökobilanzen einerseits den jeweiligen Adressaten fundierte und entscheidungsrelevante Informationen liefern, und andererseits auf gesellschaftlicher Basis akzeptiert werden.

Zuallererst gelten für ökologische Bilanzen *die Grundsätze ordnungsmäßiger Buchführung und Bilanzierung* (GoB), wie sie aus der Betriebswirtschaft bekannt sind. In der Literatur sind außerdem *spezielle Mindestanforderungen an Ökobilanzen* beschrieben, die jede Ökobilanzstudie zu erfüllen hat (vgl. Tab. 5).

Tabelle 5. *Hauptanforderungen an die Ökobilanzen*

<i>Grundsätze ordnungsmäßiger Buchführung und Bilanzierung</i> <sup>132</sup>	
<b>Bilanzvollständigkeit</b>	Alle relevanten Daten und Auswirkungen müssen erfasst und bewertet werden.
<b>Bilanzwahrheit</b>	Nur reale Gegebenheiten und gesicherte Daten dürfen verwendet werden.
<b>Bilanzkontinuität</b>	Die erfassten Daten müssen in der Zukunft fortgeschrieben und an geänderte Rahmenbedingungen angepasst werden.
<b>Körperliche Bestandsaufnahme</b>	Nur real existierende Stoffe und Ströme dürfen bilanziert werden.
<b>Ausgeglichenheit der Bilanz</b>	Die Inputströme müssen quantitativ den Outputströmen entsprechen. Dieser Grundsatz kann bei vielen Ökobilanzen auf Grund messtechnischer Probleme (z.B. Verdunstung von Lösungsmitteln) nicht exakt eingehalten werden.
<i>Spezielle Anforderungen an Ökobilanzen</i> <sup>133</sup>	
<b>Transparenz</b>	Die Wahl der zugrundeliegenden Methodik und Parameter, die sämtlichen getroffenen Annahmen und Einschränkungen, die angewandten Verfahren der Datenerfassung, Datenvalidierung und Bewertung sind anzugeben und ihre Auswahl ist zu begründen.
<b>Nachvollziehbarkeit</b>	Die Reproduzierbarkeit des Datenmaterials ist durch Angabe der Datenquellen und die Beurteilung der Übertragbarkeit der Daten auf andere Gegebenheiten sicher zu stellen.
<b>Einheitlichkeit</b>	Es sollte bei der Erstellung möglichst nach einem Standardverfahren vorgegangen werden. Daneben ist darauf zu achten, dass betrachtete Alternativen gleich behandelt werden.

Es wäre wünschenswert, wenn die Ökobilanzen zusätzlich *weiteren Anforderungen* gerecht werden könnten (vgl. Tab. 6).

Tabelle 6. *Zusätzliche Anforderungen an die Ökobilanzen*<sup>134</sup>

<b>Differenzierbarkeit</b>	In- und Outputs müssen bei der Erfassung differenziert nach Art und Menge registriert werden.
<b>Vergleichbarkeit</b>	Untersuchungen mit derselben Zielsetzung müssen untereinander vergleichbar sein. Dies kann dadurch erreicht werden, dass sie entsprechend den ISO-Normen zur Ökobilanzierung erstellt wurden.

<sup>132</sup>In Anlehnung an Seuring 1998, 71f., Universität – Gesamthochschule Siegen, Fachbereich Maschinentechnik, Institut für Systemtechnik (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Datenrecherche für die Ökobilanz von Getränkeverpackungen, <http://141.99.140.157/d/ist3/download/versuch2.pdf>.

<sup>133</sup>In Anlehnung an Corino 1995, 33ff., Ewen et al. 1993, Fischer 1996, Griebhammer et al. 1992, 36f., Krcmar et al. 1996, 14f., Schaltegger et al. 1994, 53f., SETAC 1991, 6f., Universität – Gesamthochschule Siegen, Fachbereich Maschinentechnik, Institut für Systemtechnik (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Datenrecherche für die Ökobilanz von Getränkeverpackungen, <http://141.99.140.157/d/ist3/download/versuch2.pdf>.

<sup>134</sup>In Anlehnung an Corino 1995, 33, Schaltegger et al. 1994, 53f., Krcmar et al. 1996, 14f.

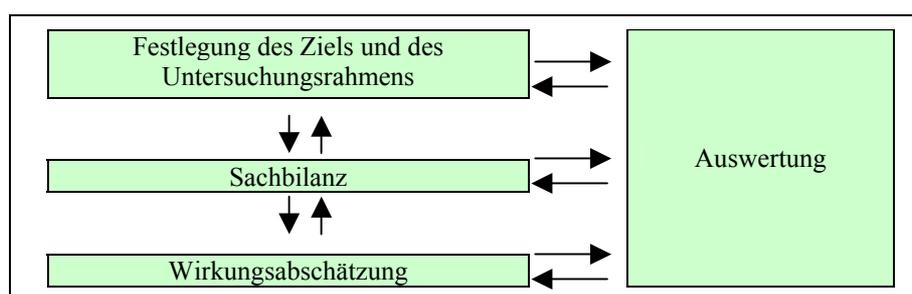
<b>Verifizierbarkeit</b>	Adressaten der Dokumentation oder sachverständige Dritte müssen alle notwendigen Informationen entnehmen und überprüfen können.
<b>Wirtschaftlichkeit</b>	Die Erstellung von Ökobilanzen ist nur dann wirtschaftlich sinnvoll, wenn der Arbeits- und Kostenaufwand in einem tragbaren Verhältnis zum potentiellen Anwendungserfolg steht.
<b>Aggregierbarkeit</b>	Die Daten müssen verdichtbar und auf ein höheres Niveau überführbar sein, um eine kompakte Information zu bekommen.
<b>Anwendungsbreite</b>	Dank systematischen und konzepthaften Vorgehens sollen die Ökobilanzen breit anwendbar sein. Dadurch kann die Untersuchung mit geringem Aufwand an veränderte Situationen (z.B. aktualisierte Daten) angepasst werden.

### 3.6 Struktur einer Ökobilanz

Der strukturelle Aufbau einer Ökobilanz war eine der am meisten umstrittenen Fragen in der Diskussion um Ökobilanzen.<sup>135</sup> Aber inzwischen besteht ein Konsens zugunsten eines Standardmodells, das in der DIN EN ISO 14040 beschrieben ist und in der nachfolgend dargestellten Form weltweit von maßgebenden Institutionen befürwortet wird (vgl. Abb. 2):<sup>136</sup>

- **Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens**, d.h. die Beschreibung der beabsichtigten Anwendungsziele, des Untersuchungsgegenstandes und -rahmens,
- **Sachbilanz**, d.h. die Erfassung aller Energie- und Massenflüsse als Input- und Outputströme,
- **Wirkungsabschätzung**, d.h. die Beschreibung der Wirkung der festgestellten Einflüsse auf umweltrelevante Sachverhalte und
- **Auswertung** dieser Wirkungen.

Abbildung 2. Struktur einer Ökobilanz nach ISO<sup>137</sup>



Der Erstellung einer Ökobilanz verläuft in der Regel nicht linear, sondern ist mit Rückkopplungen verbunden. Das bedeutet, dass im Laufe der Durchführung Situationen

<sup>135</sup>Von besonderer Bedeutung sind hier Vorschläge der Ökobilanzstruktur der Arbeitsgruppe Ökobilanzen des Umweltbundesamtes (vgl. UBA 1992) und der verschiedenen Arbeitsgruppen der SETAC (vgl. SETAC 1993).

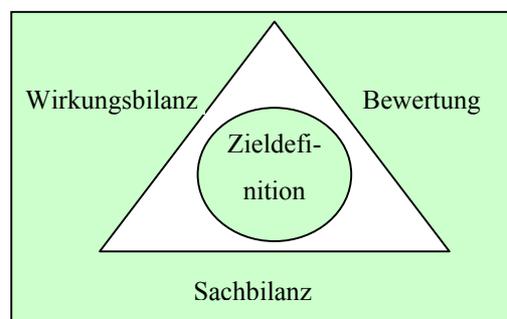
<sup>136</sup>Vgl. DIN EN ISO 14040 1997, 6ff.

<sup>137</sup>Vgl. DIN EN ISO 14040 1997, 7.

auftreten können, in denen die vorgelagerten Schritte abgewandelt werden müssen. Das wiederum wirkt sich auf alle Stufen der Bilanz aus, die erneut durchlaufen und überprüft werden müssen.

Exakter wird die Struktur einer Ökobilanz als ein Dreieck dargestellt (vgl. Abb. 3). Die Grundlage des Dreieckes stellt die Sachbilanz mit deren hoch detaillierten Informationen dar. Die Verschmälerung des Dreieckes an seinen Spitze stellt jene Tatsache dar, dass Ökobilanzbewertung sich auf die weniger ausführlichen Informationen stützt. Die Zieldefinition befindet sich im Zentrum des Dreieckes, da alle Stufen von Ökobilanz im Licht der Ausgangszweckbestimmung betrachtet werden sollen.

Abbildung 3. Struktur einer Ökobilanz nach SETAC<sup>138</sup>



### 3.6.1 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

In der *Zieldarstellung* soll offengelegt werden, welche Erkenntnisse von der Ökobilanz erwartet werden. Dies kann z.B. die Beleuchtung eines spezifischen Produkts auf potentielle Schwachstellen in seinem Lebensweg sein oder ein Vergleich zweier Produkte.<sup>139</sup> Auftraggeber, Ersteller und die Zielgruppen der Ökobilanz sind hier zu nennen.

Die Zieldefinition ist der in der Bedeutung häufig unterschätzte Schritt. Erstens hängen von den Zielen die durchzuführenden Arbeitsschritte und die zu verwendenden Methoden und Daten ab.<sup>140</sup> Von den erwarteten Erträgen der Durchführung einer Ökobilanz hängt der zu treibende Aufwand ab. Zweitens ist das zugrundegelegte Erkenntnisinteresse für die spätere Interpretation der Ergebnisse durch die Adressaten von großer Bedeutung.<sup>141</sup> Darauf aufbauend sind die Annahmen und Einschränkungen festzulegen.

<sup>138</sup>Vgl. Schaltegger et al. 2000, 244.

<sup>139</sup>Vgl. Kremer et al. 1996, 12.

<sup>140</sup>Vgl. UBA 1992, 28.

<sup>141</sup>Vgl. Dold 1996, 79.

Ein wichtiger Bestandteil der *Festlegung vom Untersuchungsrahmen* ist die Definition von Systemgrenzen, die einen Schnittpunkt zwischen dem untersuchten System und der Umwelt darstellen.<sup>142</sup> Sie beschreiben, welche Prozesse, Produkte und Module untersucht (und somit welche Umwelteinwirkungen in der Untersuchung eingeschlossen sind) und welche vernachlässigt werden.<sup>143</sup> Die Systemgrenzenauswahl sollte sich sowohl auf die Sachbilanz als auch auf die Wirkungsbilanz beziehen. Dabei sind Aussagen zur sachlichen, räumlichen und zeitlichen Setzung der Betrachtungsgrenzen anzugeben (vgl. Tab. 7).

Tabelle 7. Beispiel für Betrachtungsgrenzen<sup>144</sup>

<i>Betrachtungsgrenzen</i>	<i>Sachbilanz</i>	<i>Wirkungsbilanz</i>
<b>Sachliche/physikalische</b> (die Festlegung des Bilanzthemas)	Energiebereitstellung, Lebenswegphasen, Herstellung von Potentialfaktoren	Qualitative/quantitative Wirkungen, Katalog von Wirkungskategorien
<b>Räumliche/geographische</b> (die Festlegung des geographischen Gebiets)	Räumliche Differenzierung der Energiebereitstellung, Räumliche Kriterien für die Berücksichtigung von Prozessen	Beschränkung auf lokale, regionale, globale Wirkungen von Schadstoffen
<b>Zeitliche</b> (die Festlegung des Bezugszeitraums)	Nutzungsdauer von Investitionsgütern in Relation zu ihrer Lebensdauer, Periodenbezogene Material- und Energieverbräuche bei Konsumprodukten	Kurzfristige, mittelfristige, langfristige Wirkungen von Schadstoffen in der Atmosphäre, Berücksichtigung von Transmissionen in der Ökosphäre

Die Festlegung vom Untersuchungsrahmen beinhaltet neben der Systemgrenzendefinition weitere Komponenten (vgl. Tab. 8). Der gewählte Untersuchungsrahmen kann sich während der Durchführung der Untersuchung aufgrund neuer Erkenntnisse oder auch durch die Zugangsmöglichkeiten zu Datenmaterial, nachträglich ändern.<sup>145</sup>

Tabelle 8. Ausgewählte Bestandteile der Festlegung vom Untersuchungsrahmen<sup>146</sup>

<b>Untersuchungsgegenstand</b>	Eine ausführliche und eindeutige Beschreibung des untersuchten Produkts, Prozesses, Betriebes oder Standortes und der eventuell betrachteten Alternativen hat zu erfolgen.
<b>Funktionelle Einheit</b>	Die funktionelle Einheit ist die standardisierte Bezugsgröße, auf die alle Daten bezogen werden. So sollte sich beispielsweise die Bilanzierung von Heizlüftern,

<sup>142</sup>Zur Systemabgrenzung vgl. u.a. Kytzia 1995, 63-70, Kunhenn 1997, 199-212. Vgl. auch den Abschnitt „3.9.1 Festlegung der Systemgrenzen“.

<sup>143</sup>Module sind die Bestandteile der Phasen des Lebensweges und die kleinsten technische Untersuchungseinheiten, für die Daten gesammelt werden.

<sup>144</sup>In Anlehnung an Dold 1996, 80, UBA 1992, Anhang 1.

<sup>145</sup>Vgl. SETAC 1993, 13.

<sup>146</sup>In Anlehnung an UBA 1992, 29, Universität – Gesamthochschule Siegen, Fachbereich Maschinentechnik, Institut für Systemtechnik (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Datenrecherche für die Ökobilanz von Getränkeverpackungen, <http://141.99.140.157/d/ist3/download/versuch2.pdf>.

	Textil- und Papierhandtüchern auf die Vergleichseinheit „pro Handtrocknung“ beziehen, nicht auf den Materialverbrauch. Die Festlegung der funktionellen Einheit ist detailliert zu beschreiben und zu begründen.
<i>Allokationsverfahren</i>	Bei vielen Produktionsverfahren entstehen neben dem Hauptprodukt auch Nebenprodukte. Die Allokation ist die Zuordnung und die quantitative Aufteilung der Input- und Outputflüsse eines Kuppelprozesses auf die einzelnen Produkte. Das Allokationsverfahren ist bei der Ökobilanzierung von Mehrproduktsystemen erforderlich.

### 3.6.2 Sachbilanz

Die Sachbilanz stellt das eigentliche Kernstück einer Ökobilanz und ihren aufwendigsten und langwierigsten Schritt dar. In der Sachbilanz werden die relevanten Stoff- und Energieströme des Systems unter Berücksichtigung der in der Zieldefinition festgelegten Annahmen und Rahmenbedingungen erfasst. Die Erfassung soll rein quantitativ erfolgen und keinerlei Bewertung enthalten. Ziel dieses Arbeitsschrittes ist die Beschreibung sämtlicher durch die Produktion, Konsum und Entsorgung des Untersuchungsobjektes verursachten Stoff- und Energieaustauschbeziehungen zwischen menschlicher Technosphäre und Natur.<sup>147</sup>

Alle von der Umwelt über die Grenzen in das System bzw. Modul eintretenden Ströme werden als *Input*, die das Modul oder System verlassenden Ströme als *Output* verrechnet. Interne Ströme brauchen dabei nicht berücksichtigt zu werden, da sie nicht mit der Umwelt in Verbindung stehen. Stoffe und Energie stellen die wesentlichen Inputs, Produkte, Abwärme, Lärm und Emissionen die Outputs dar. Dabei sind je nach Systemgrenzen auch der Transport, die Rohstoffgewinnung, die Entsorgung und die Energieerzeugung mitzubedenken.

Die Sachbilanz hat drei Hauptschritte: Vertikal-, Horizontalanalyse, sowie Stoff- und Energiebilanz (vgl. Tab. 9).

Tabelle 9. Struktur der Sachbilanz<sup>148</sup>

<i>Vertikalanalyse</i>	
Bilanzgrenzen und Abschneidekriterien	Solche Systembestandteile werden bei der Bilanzerstellung ausgeschlossen: <ul style="list-style-type: none"> <li>• die bei einem Vergleich zwischen mehreren Produkten keine bedeutenden Unterschiede erwarten lassen,</li> <li>• zu denen keine Daten vorliegen oder beschaffbar sind,</li> <li>• die zur geringen Umweltbelastung führen und vernachlässigt werden können.</li> </ul>
Prozessabgrenzung	Für die Prozessabgrenzung können folgende Prinzipien verwendet werden: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ein Elementarprozess sollte ein selbstständiger Verantwortungsbereich sein und möglichst eine räumliche Einheit umfassen,</li> <li>• für einen Elementarprozess muss sich eine möglichst genaue Maßgröße der</li> </ul>

<sup>147</sup>Vgl. Krömer et al. 1996, 12.

<sup>148</sup>In Anlehnung an Krömer et al. 1996, 13 und Dold 1996, 81f.

	Umweltschadenverursachung finden lassen, <ul style="list-style-type: none"> <li>• auf einen Elementarprozess müssen sich die Umweltschadenbelege genau und einfach verbuchen lassen.</li> </ul>
Transport	Bei Untersuchung der Transportierung müssen folgende Aspekte berücksichtigt werden: <ul style="list-style-type: none"> <li>• das oder die Transportmittel,</li> <li>• die Transportentfernung,</li> <li>• das transportierte Objekt,</li> <li>• andere Einflüsse (die Geschwindigkeit, die Landschaftsform, die Organisation des Transportes (Leerfahrten) usw.).</li> </ul>
Energie	Bei der Betrachtung des Energieverbrauchs sind diese Punkte relevant: <ul style="list-style-type: none"> <li>• die in der Literatur vorhandenen Daten zum sog. Energiemix, falls Energie von den öffentlichen Netzen der Bundesrepublik gebraucht wird,<sup>149</sup></li> <li>• die gemessenen Daten, falls Energie von eigenen Kraftwerken gebraucht wird,</li> <li>• Erneuerbarkeit von Energieträgern,</li> <li>• Heizwert.</li> </ul>
<b>Horizontalanalyse</b>	
Beschreibung von Stoff- und Energieflüssen	Die quantitative Beschreibung von Stoff- und Energieflüssen kann beispielsweise so aussehen: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Flussrichtung – In- und Output,</li> <li>• Flussobjektart – Material, Energieträger, Energie,</li> <li>• Umweltmedienbezug/Aggregatzustand – Luft/gasförmig, Boden/fest, Wasser/flüssig,</li> <li>• Umweltbeeinflussung - umweltbeeinflussend oder nicht-umweltbeeinflussend,</li> <li>• Erwünschtheit – erwünscht oder nicht-erwünscht.</li> </ul>
Auswahl des Datenmaterials	Von der Auswahl des Datenmaterials hängt Qualität der Ökobilanz ab. Es gibt zwei Hauptwege: Verwendung der spezifischen oder verallgemeinerten Daten. <sup>150</sup>
<b>Stoff- und Energiebilanz</b>	
Aggregation	Als Aggregationskriterien in der Stoff- und Energiebilanz bieten sich grundsätzlich die obengenannten Beschreibungskriterien für die Stoff- und Energieflüsse an: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Flussrichtung – In- und Output,</li> <li>• Flussobjektart – Material, Energieträger, Energie,</li> <li>• Umweltmedienbezug/Aggregatzustand –Luft/gasförmig, Boden/fest, Wasser/flüssig,</li> <li>• Umweltbeeinflussung - umweltbeeinflussend oder nicht-umweltbeeinflussend,</li> <li>• Erwünschtheit – erwünscht oder nicht-erwünscht,</li> <li>• Raum und Zeit – berücksichtigt oder nicht-berücksichtigt,</li> <li>• Lebensphase – getrennt ausgewiesen oder aggregiert.</li> </ul>
Zurechnung (Allokation)	Zum einen ist die Zurechnung als rein grundlegendes Problem der Ökobilanzierung zu sehen, das mit Hilfe des Verursacherprinzips gelöst werden kann. Zum anderen ist die Zurechnung ein Problem des Bezuges von Prozessen. <sup>151</sup>

### 3.6.3 Wirkungsabschätzung

Die Ergebnisse der Sachbilanz bilden die Grundlage der Wirkungsabschätzung bzw. Wirkungsbilanz, über deren Durchführung sich die Fachwelt bis zum heutigen Wissenstand uneinig ist. Das Ziel der Wirkungsbilanz ist es, die unübersichtliche Datenmenge aus der Sachbilanz zu einigen wenigen, möglichst quantitativen Parametern oder zu einem einzigen

<sup>149</sup>Vgl. z.B. Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten 1992.

<sup>150</sup>Zur Auswahl des Datenmaterials bei der Ökobilanzierung vgl. den Abschnitt „3.9.2. Datenproblem“.

<sup>151</sup>Zum Zurechnungsproblem vgl. den Abschnitt „3.9.5. Allokation“.

Wirkungsindex zusammen zu fassen und so handhabbar zu machen.<sup>152</sup> Das Grundproblem der Wirkungsabschätzung lässt sich mit folgender Frage aufzeigen: Was stellt eine größere Umweltbelastung dar, die Abgabe von CO<sub>2</sub> in die Atmosphäre oder die Verschmutzung des Grundwassers mit Nitraten?

Bei der Wirkungsbilanz werden zunächst die sämtlichen Stoff- und Energieströme auf einzelne Kategorien (z.B. Ozonschichtzerstörung, Treibhauseffekt, Eutrophierung) verteilt (*Klassifizierung*). Die Zusammenfassung der Wirkungen zu Wirkungskategorien stellt eine starke Vereinfachung dar, die die Handhabbarkeit der Wirkungsbilanz ermöglicht. In der Realität existieren komplexe Ketten von Wirkungen (vgl. Abb. 4). Beide Wirkungsketten resultieren aus der Abgabe von Gasen an die Atmosphäre und nehmen einen unterschiedlichen Verlauf. Beide Beispiele zeigen einen Zusammenhang zwischen verschiedenen räumlichen Dimensionen: Aus globalen Wirkungen (Temperaturanstieg, Anstieg des Wasserspiegels) resultieren lokale Wirkungen (Überschwemmungen).

Abbildung 4. Beispiele für Wirkungsketten<sup>153</sup>



Danach werden die Wirkungsindikatorergebnisse berechnet (*Charakterisierung*). Beispiele für Wirkungsindikatoren sind z.B. Knappheit fossiler Energieträger bei Ressourcenverbrauch und Eutrophierungspotential bei Eutrophierung.

Neben Klassifizierung und Charakterisierung gibt es die sog. optionalen Bestandteile der Wirkungsabschätzung: die Normung, Ordnung und Gewichtung.<sup>154</sup> Zunächst ist mit Hilfe

<sup>152</sup>Vgl. Universität – Gesamthochschule Siegen, Fachbereich Maschinentechnik, Institut für Systemtechnik (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Datenrecherche für die Ökobilanz von Getränkeverpackungen, <http://141.99.140.157/d/ist3/download/versuch2.pdf>.

<sup>153</sup>Vgl. Dold 1996, 104.

<sup>154</sup>Vgl. DIN EN ISO 14042 2000, 12ff.

eines geeigneten Maßstabes bzw. Referenzwertes der spezifische Beitrag des Produkts in jeder Wirkungskategorie zu beurteilen (*Normung*). Als Maßstab kann die bereits existierende Vorbelastung oder ein von der Politik angestrebtes Umweltqualitätsziel dienen.<sup>155</sup>

*Die Ordnung* kann zwei Verfahren einschließen:<sup>156</sup>

- eine Einordnung der Wirkungskategorien auf einer nominalen Skala, z.B. anhand von Charakteristika, wie Emissionen oder Maßstäbe (global, regional und lokal),
- Rangbildung der Wirkungskategorien auf einer ordinalen Skala, z.B. an Hierarchie nach Priorität (hoch, mittel oder niedrig).

Im dritten Teilschritt erfolgt die *Gewichtung* der Wirkungskategorien, so dass den Kategorien relative ökologische Bedeutungen zugeordnet werden können. Die Gewichtung beruht auf Werthaltungen. Z.B. Giegrich schlägt folgende fünf Kriterien vor:<sup>157</sup>

1. Wer oder was ist betroffen?
2. Umkehr- bzw. Reparierbarkeit der Wirkung
3. zeitliche Reichweite
4. räumliche Reichweite
5. Stand der wissenschaftlichen Forschung (Unsicherheit).

Für die Wirkungsabschätzung sind bisher eine Reihe von unterschiedlichen Verfahren entwickelt worden, jedoch ist noch kein einziges als wissenschaftlich gesichert anzusehen.<sup>158</sup> Die größten umstrittenen Punkte sind in der Tabelle 10 genannt.

### 3.6.4 Auswertung

Im letzten Schritt einer Ökobilanz, der abschließenden Auswertung der Ökobilanz, werden die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung zusammengeführt. Ziele der Auswertung sind die auf den Befunden der bereits abgeschlossenen Phasen der Ökobilanzstudie beruhende Ergebnisanalyse, die Ableitung von Schlussfolgerungen, die

---

<sup>155</sup>Z.B. Müller-Wenk setzt in seinem Konzept der ökologischen Knappheit die Emissionen einer untersuchten Handlungsalternative in Bezug zu einem "kritischen Fluss" in einem Referenzgebiet. Diese Größe umschreibt das "ökologisch gerade noch Zulässige" und soll möglichst aus "rechtskräftigen gesetzlichen Normen oder anderen Festlegungen mit Konsenscharakter" abgeleitet werden. Vgl. Müller-Wenk 1992, 21f.

<sup>156</sup>Vgl. DIN EN ISO 14042 2000, 13.

<sup>157</sup>Vgl. Giegrich 1995, 272f.

<sup>158</sup>Zu Methoden der Umwelteinwirkungen vgl. den Abschnitt „3.8 Ansätze der Wirkungsabschätzung“.

Erläuterung von Einschränkungen, das Aussprechen von Empfehlungen und der transparente Bericht der Auswertungsergebnisse.<sup>159</sup>

Tabelle 10. Zu berücksichtigende Charakteristiken der Einwirkungen<sup>160</sup>

<b>Zeitliche Dimension der Einwirkungen</b>	Nach der zeitlichen Dimension werden kurz-, mittel- und langfristige Wirkungen unterschieden. Werden nur kurze Zeithorizonte in der Wirkungsbilanz berücksichtigt, besteht die Gefahr, wichtige Wirkungen, die erst nach längerer Zeit auftreten, zu vernachlässigen. Langfristige Wirkungen stellen ein besonderes Problem dar, da sie nicht immer bewiesen werden können und lediglich hypothetischen Charakter haben.
<b>Räumliche Dimension der Einwirkungen</b>	Bei der räumlichen Dimension können punktuelle, lokale, regionale, kontinentale, globale und kosmische Wirkungen unterschieden werden. Eine und dieselbe Aktivität des Menschen oder ein und derselbe Stoff kann gleichzeitig Wirkungen mit unterschiedlichen räumlichen Dimensionen haben. Außerdem ist der Zusammenhang zwischen den räumlichen und zeitlichen Aspekten der ökologischen Einwirkungen von Bedeutung. Ein Kilogramm Quecksilber kann viele Menschen töten, wenn es in einer Stunde und an einer Stelle an die Umwelt abgegeben wird. Aber dieselbe Menge, die in einem Jahr an verschiedenen Stellen ausgeworfen wird, kann keine bemerkenswerten Einwirkungen haben.
<b>Quantifizierbarkeit von Wirkungen</b>	In vielen Fällen fällt es schwer, Wirkungen zu quantifizieren, z.B. Ausrottung von Lebensarten, Zerstörung von Landschaften oder Gesundheitsbeeinträchtigung am Arbeitsplatz. Jedoch kann die Nichtberücksichtigung von nur qualitativ erfassten Wirkungen zu falschen Ergebnissen führen. Aus diesem Grund wird im Rahmen der Ökobilanzierung versucht, möglichst viele Umwelteinwirkungen zu quantifizieren.

### 3.7 Typen der Ökobilanzen

Ökobilanzen lassen sich bezüglich der Systemabgrenzung unterscheiden. Es gibt verschiedene Vorschläge der Ökobilanztypologie und Schemas der Vorgehensweisen.

Z.B. nach **Dr. Walther-Mauruschat**, Umweltreferentin bei Bode Chemie GmbH und Co., Hamburg: „Je nachdem, welches System im Hinblick auf seine Umweltverträglichkeit untersucht werden soll, ist zwischen betriebswirtschaftlich und volkswirtschaftlich ausgerichteten Ökobilanzen zu unterscheiden.“<sup>161</sup>

Die Systematik der *betriebswirtschaftlich ausgerichteten Ökobilanzen* besteht aus vier Bilanzsystemen, die von IÖW ausgearbeitet wurden und unterschiedliche Anforderungen hinsichtlich Systemgrenzen, Rahmenbedingungen und Daten haben (vgl. Abb. 5): Betriebsbilanz, Prozessbilanz, Produktbilanz und Standortbilanz.<sup>162</sup> Laut der vom IÖW

<sup>159</sup>Vgl. DIN EN ISO 14043 2000, 4.

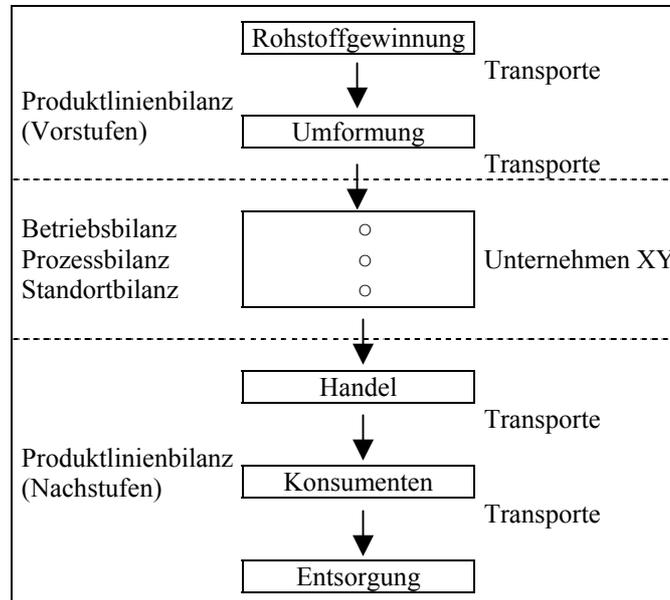
<sup>160</sup>In Anlehnung an Ankele et al. 1993, 7, Bossel 1990, 149, Lützkendorf et al. 1992, 51, Schaltegger et al. 2000, 251.

<sup>161</sup>Vgl. Beck 1993, 64.

<sup>162</sup>Vgl. z.B. Braunschweig 1986, Jasch 1992, Knopp 1999, 1699, Neumarkter Lammsbräu 1992, Reichardt 1992, Seuring 1998, 76-79.

entwickelten Einstellung kann man mit Hilfe der obengenannten vier Typen einer Ökobilanz alle Seiten des ökologischen Einflusses eines Betriebes erhellen.

Abbildung 5. Schema Ökobilanz nach IÖW<sup>163</sup>



Erster Schritt ist die *Betriebsbilanz*, die einen qualitativen und quantitativen Vergleich aller Input- und Output-Ströme darstellt (vgl. Abb. 6).<sup>164</sup> Ihre Bestandsaufnahme erfolgt auf drei Ebenen.<sup>165</sup> Zuerst werden alle Einkäufe grob in Kategorien wie Roh-, Hilfs-, Betriebsstoffe und Energie aufgeteilt. Auf der zweiten Ebene werden sie in der im Rechnungswesen erfassbaren Form berücksichtigt. Auf der dritten Ebene werden diese Zuordnungen nach den Inhaltsstoffen weiter aufgeschlüsselt.

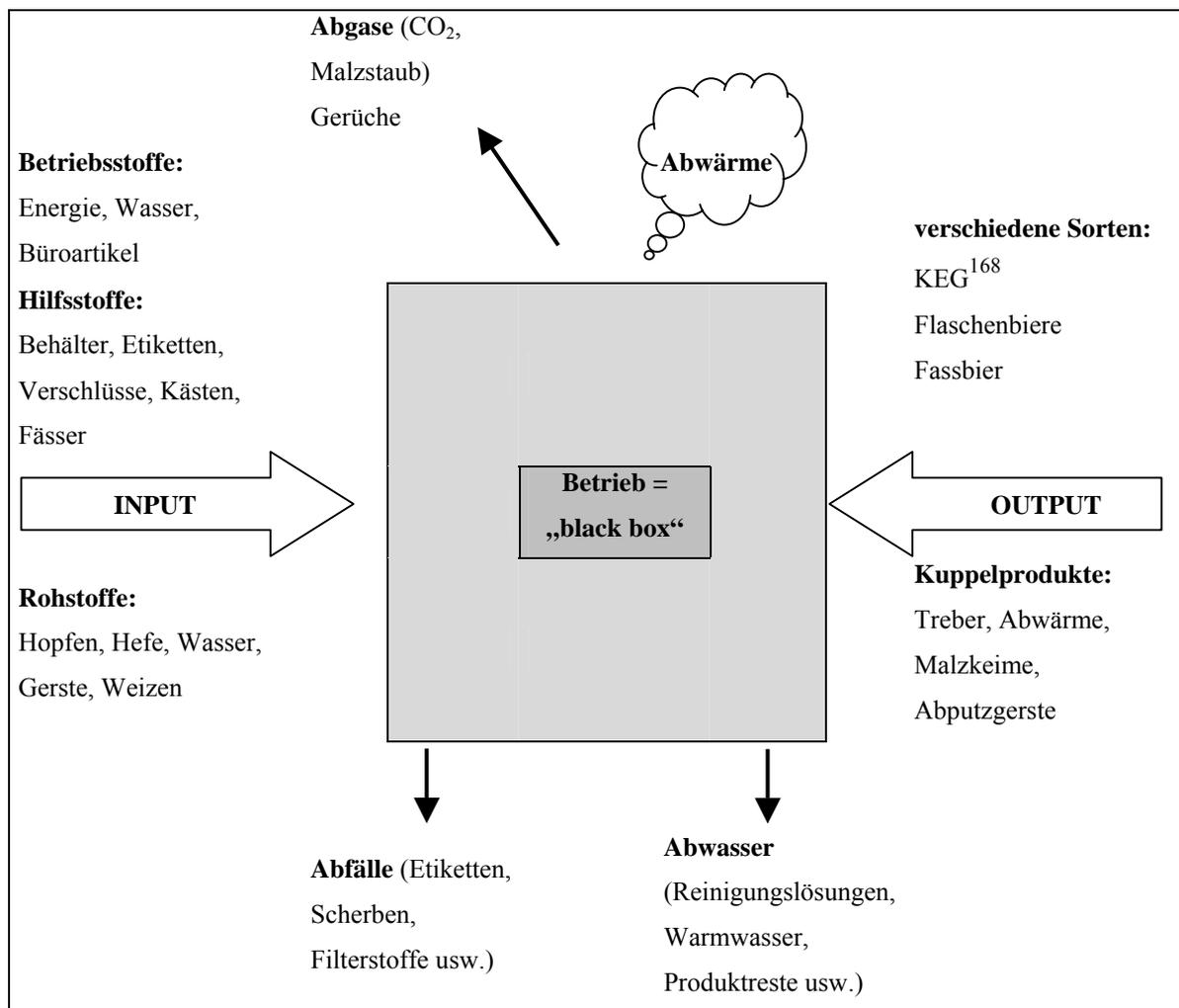
Bei der Betriebsbilanz wird der Betrieb selbst als eine „black box“ eingeschätzt, d.h. die langlebigen Wirtschaftsgüter wie Maschinen, Anlagen, Gebäude, sowie Verfahren und Abwicklungsprozesse bleiben unberücksichtigt. Aus dieser Input-Output-Analyse des Untersuchungsobjektes lassen sich erste grobe Umweltschwachstellen erkennen (z.B. spezifische Rohstoffabhängigkeiten, hohe Abwärmeverluste, Abwasser-, Abfallintensität).<sup>166</sup>

<sup>163</sup>Vgl. Beck 1993, 120.

<sup>164</sup>Vier Typen der Ökobilanz nach IÖW-Klassifikation sind hier am Beispiel einer Brauerei illustriert, vgl. Neumarkter Lammsbräu 1992, 8-11, auch Krčmar et al. 1996, 181-183, Beck 1993, 124-130.

<sup>165</sup>Vgl. z.B. o.V. 1992d, 12.

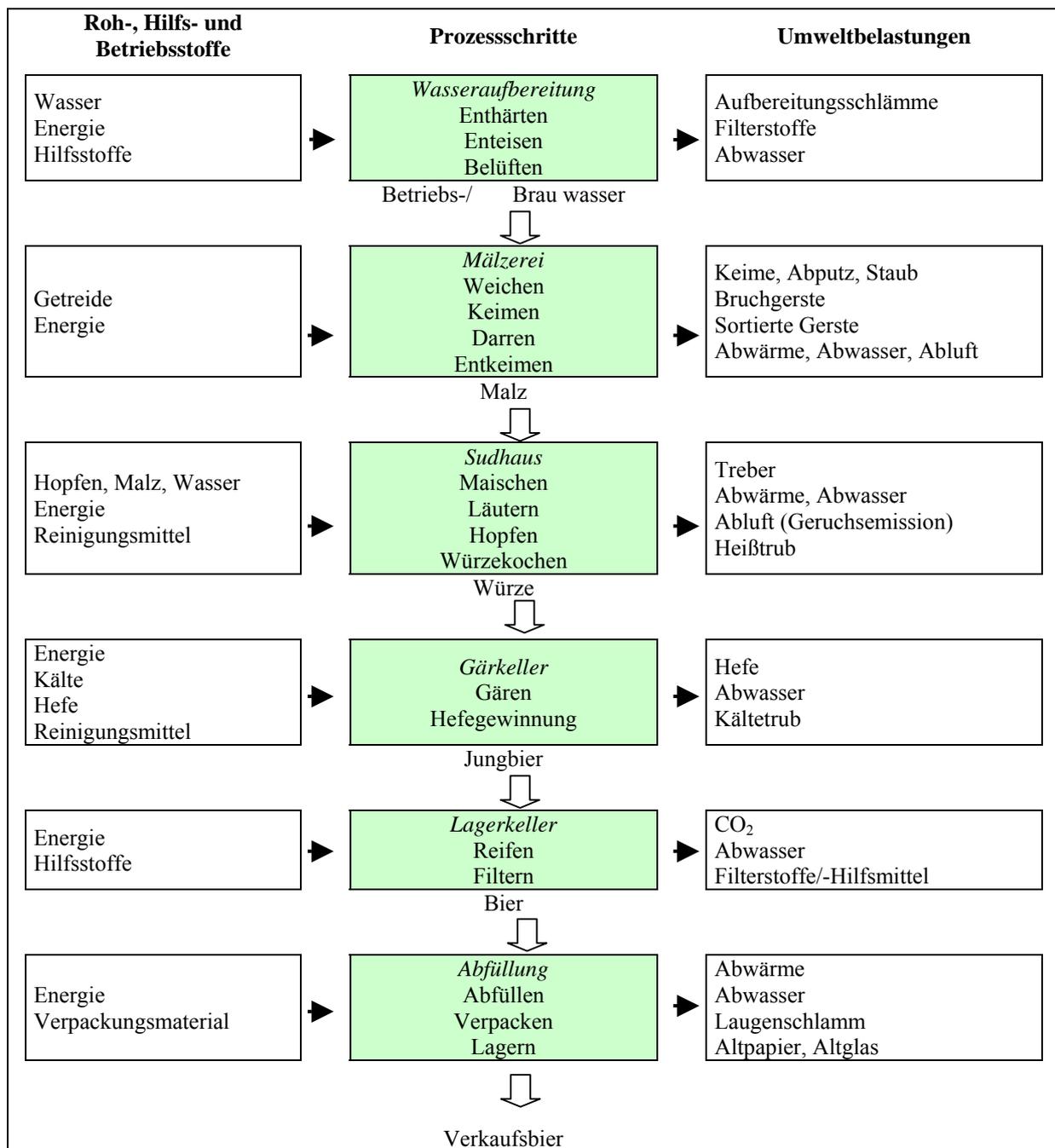
<sup>166</sup>Vgl. Beck 1993, 120.

Abbildung 6. Betriebsbilanz am Beispiel einer Brauerei/Mälzerei<sup>167</sup>

Verfolgt man die Materieströme innerhalb des Betriebes weiter, so lassen sich *Prozessbilanzen* entwickeln, die die betriebsspezifischen Abläufe und Produktionsprozesse strukturieren und die Informationen der Betriebsbilanz ergänzen (vgl. Abb. 7). Die Prozessbilanz versucht, die „Black Box“ des Betriebes genauer zu ergründen, indem dann für jeden Verfahrensschritt Input- und Outputströme mit den entsprechenden Umwandlungsverlusten in der Form einer Matrix erstellt werden. Die Basis hierfür bildet eine räumliche, zeitliche oder produktbedingte Abgrenzung und Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte.

<sup>167</sup>Vgl. Beck 1993, 124.

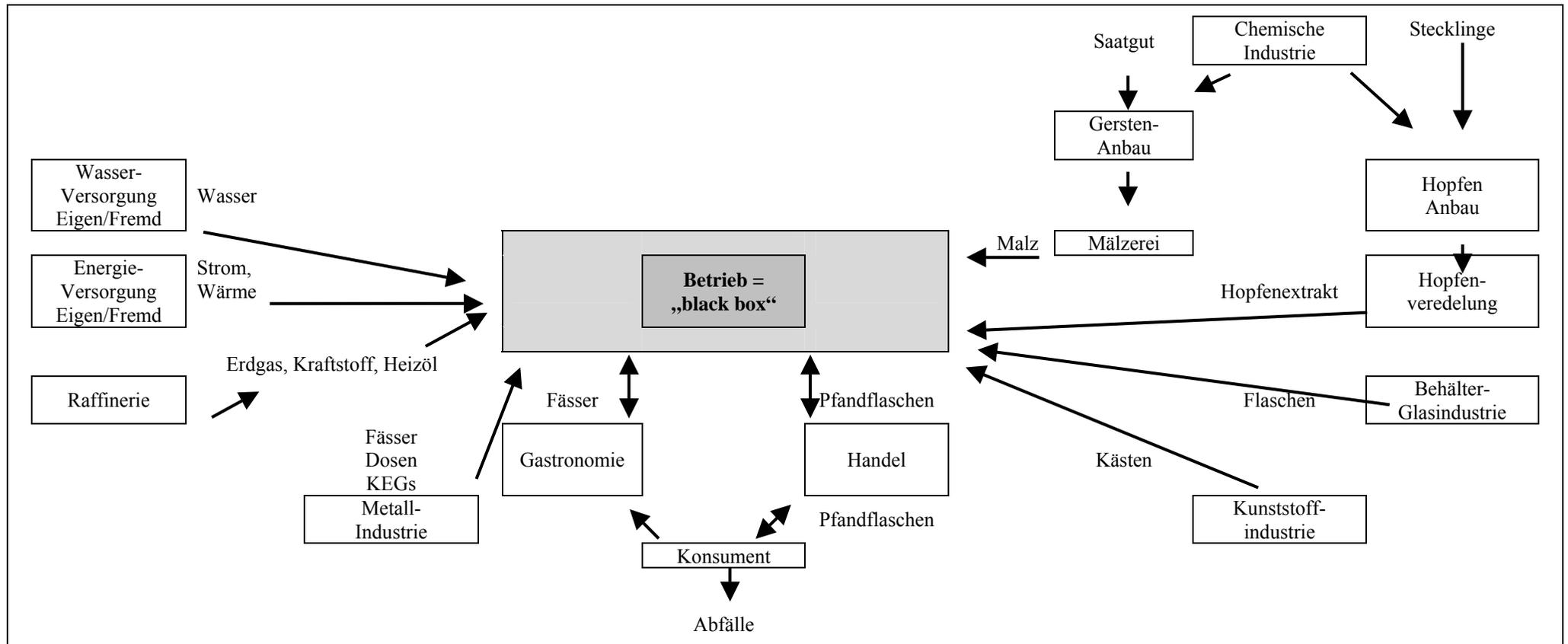
<sup>168</sup>Als KEGs werden standardisierte zylindrische Fässer aus Chromnickelstahl bezeichnet, die über eine fest installierte Armatur für die Füllung, Entleerung und Reinigung verfügen.

Abbildung 7. Prozessbilanz am Beispiel einer Brauerei/Mälzerei<sup>169</sup>

In Rahmen der Prozessbilanz dürfen Rohstofflager, Zwischenlager und Auslieferungslager nicht ausgeklammert werden. Dasselbe gilt auch für die neuen Stoffe und Stoffverbindungen (sog. Throughput-Stoffe), falls sie in einem Produktionsschritt durch Umwandlungsvorgänge bzw. chemische Reaktionen entstehen. Damit verlängert sich die Input-Output-Kette aus der Betriebsbilanz.

<sup>169</sup>Vgl. Beck 1993, 126.

Abbildung 8. Produktlinienbilanz am Beispiel einer Brauerei/Mälzerei<sup>170</sup>



<sup>170</sup>Vgl. ders. 1993, 128.

Ein Unternehmen beeinflusst die Umwelt nicht nur durch die unmittelbar am Betriebsstandort und in den Fertigungsprozessen erscheinenden Einwirkungen, sondern auch durch die indirekt über die Beschaffungs- und Distributionslogistik auslösenden Einwirkungen. Die Einwirkungen, die außerhalb des Betriebes (auf den Vor- und Nachstufen der Produktion) stattfinden, werden bei der *Produktbilanz* erfasst (vgl. Abb. 8). Dabei werden die Einwirkungen der Vorproduktion untersucht (z.B. der Rohstoffgewinnung, Fertigung der Vorprodukte). Bei den Nachstufen der Produktion werden Handel, Konsum, Garantiebedienung bis zur Nachkonsumphase (Entsorgung, Recycling) berücksichtigt. Auf beiden Stufen spielt der Transport eine große Rolle. Die Betrachtung bezieht sich nicht nur auf die hergestellten Produkte, sondern auch auf Werk-, Betriebsstoffe.<sup>171</sup>

Die Umwelteinwirkungen des Unternehmens, die standortbezogen existieren, müssen im Rahmen der *Standortbilanz* erfasst werden. Hier werden alle umweltrelevanten Bereiche und Aktivitäten des Unternehmens analysiert, die bei der Betriebs- und Prozessbilanz ausgeklammert wurden (vgl. Abb. 9). Die Notwendigkeit dieser Bilanz ist damit verbunden, dass es im sonstigen Standortbereich oft Umweltprobleme gibt und Imageeinbußen nicht auszuschließen sind (z.B. bei den totalen Versiegelungen des Firmengeländes), oder es entstehen unnötigerweise Beeinträchtigungen der Gesundheit der Mitarbeiter (z.B. durch die Beschaffung von Fotokopierern ohne Ozonfilter in geschlossenen Räumen).<sup>172</sup>

Abbildung 9. Standortbilanz am Beispiel einer Brauerei/Mälzerei<sup>173</sup>

<b>Büromaterial/-ausstattung</b> Büromaterialien, Büromobiliar, Bürogeräte...
<b>Gebäudereinigung</b> Reinigungsmittel...
<b>Betriebswerkstätten und Betriebsanlagen</b> Kfz-Werkstatt, Schreinerei, Schlosserei, Abwasserreinigungsanlagen, Energieversorgungsanlagen...
<b>Lagerwesen</b> Produktionslager, Betriebsstofflager...
<b>Fuhrpark und Verkehr</b> LKW, PKW, sonstige Transportmittel (einschl. der Mitarbeiter), Tourenoptimierung...
<b>Flächennutzung und Begrünung</b> Flächenversiegelung, Grünanlagen, Dachbegrünung...
<b>Altlasten</b>
<b>Gebäudesubstanz und Fabrikanlagen</b> Baustoffe, Energieanlagen...
<b>Abfallwirtschaft</b> Getrennsammlung (Wertstoff), Recycling...

<sup>171</sup>Vgl. ders. 1993, 127.

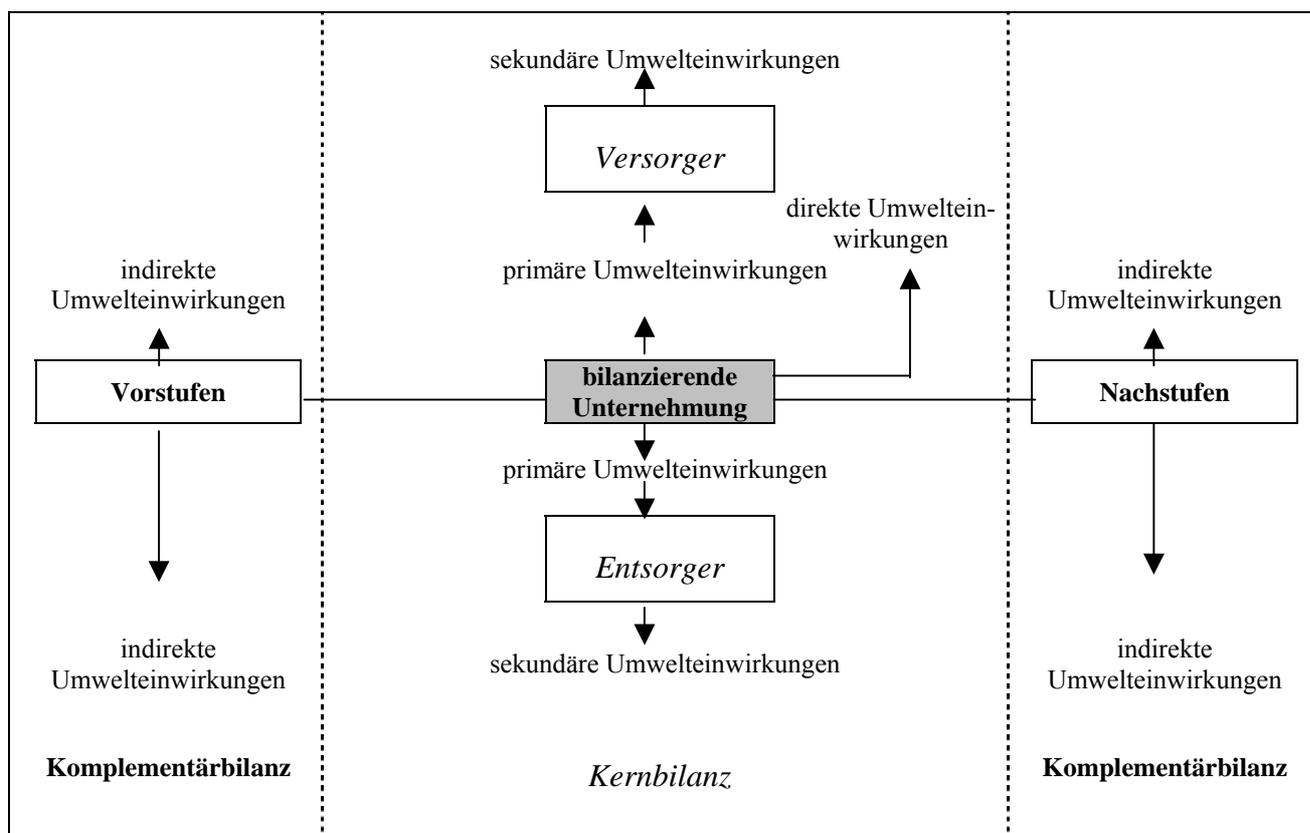
<sup>172</sup>Vgl. ders. 1993, 121.

<sup>173</sup>Vgl. ders. 1993, 130.

Die volkswirtschaftlich ausgerichteten Ökobilanzen bieten eine erweiterte Dimension der Ökobilanzierung, z.B. die Untersuchungen von Produktgruppen oder gesamten Branchen.

Ausgehend vom Lebenszyklus des untersuchten Produktes unterteilen **Braunschweig und Müller-Wenk** eine Ökobilanz in zwei Bereiche, an die unterschiedliche Anforderungen hinsichtlich Rahmenbedingungen und Daten gestellt werden: sog. „Kernbilanz“ und „Komplementärbilanz“ (vgl. Abb. 10).<sup>174</sup> Bei der Zusammenstellung der Komplementärbilanz ist die Benutzung der weniger ausführlichen Information zulässig.

Abbildung 10. Kern- und Komplementärbilanzen<sup>175</sup>



In Rahmen der *Kernbilanz* (des minimal zu bilanzierenden Bereichs) werden die direkt im Unternehmen entstehenden, also die primären Umwelteinwirkungen, sowie die bei seinen Versorgern und Entsorgern anfallenden sekundären Umwelteinwirkungen erfasst. Zu den sekundären Umwelteinwirkungen werden Belastungen gerechnet, die einerseits ökologisch bedeutend sind und andererseits bei weitgehend allen bilanzierenden Unternehmungen berücksichtigt werden müssen, z.B. die Energieversorgung bei den

<sup>174</sup>Vgl. Braunschweig et al. 1993, 30, Ö.B.U. 1992, 27f.

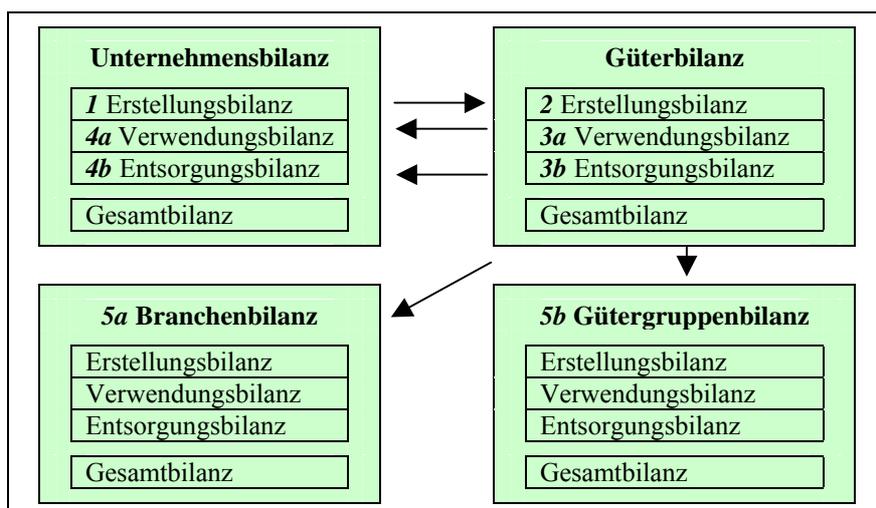
<sup>175</sup>Vgl. Braunschweig et al. 1993, 30.

Versorgern (Kehrichtverbrennungsanlage usw.), die Sondermüllentsorgung und die Abwasserreinigungsanlage bei den Entsorgern. Von besonderer Bedeutung sind dabei die direkten Umwelteinwirkungen, die in unmittelbarem Austausch mit der Natur erfolgen.

In Rahmen der *Komplementärbilanz* werden indirekte Umwelteinwirkungen der Vor- und Nachstufen des Produktlebenszyklus berücksichtigt. Bei den Vor- und Nachstufen der Produktion existieren auch die Versorger und Entsorger, was zusätzliche Schwierigkeiten bedingt. Um diese zu bekämpfen, kann die Komplementärbilanz wiederum problemspezifisch unterteilt werden.

Laut **Corino** wäre eine optimale Weise der Ökobilanzerstellung die Erfassung des sog. „*tetrasystemischen*“ Modells, das aus Betriebsbilanz, Güterbilanz, Branchenbilanz und Gütergruppenbilanz besteht. Jedoch bezeichnet Corino eine Güterbilanz als den wichtigsten Teil der Ökobilanz.<sup>176</sup> Die Aufstellung der Unternehmens- und Güterbilanzen läuft parallel (vgl. Abb. 11). Als erster Schritt wird die Erstellungsbilanz für ein Unternehmen betrachtet (1) (Betriebsbilanz nach IÖW-Ansatz), dann werden die gesamten Umwelteinwirkungen des Unternehmens auf das Angebot der erzeugten Güter aufgeteilt (2). Dann werden Bilanzen für die weiteren Schritte des Produktlebenszyklus (Verwendung und Entsorgung der Produkte) erstellt, sowohl für die einzelnen Produkte (3a, 3b) als auch für das ganze Unternehmen (4a, 4b). Mit Hilfe der Addition bekommt man Gesamtbilanzen für Güter und Unternehmen, auf deren Grundlage Branchen- (5a) und Gütergruppenbilanzen<sup>177</sup> (5b) errechnet werden.

Abbildung 11. Schema Ökobilanz nach Corino<sup>178</sup>



<sup>176</sup>Vgl. Corino 1995, 35.

<sup>177</sup>Unter einer Gütergruppe werden hier „alle einzelnen Güter, die gleichen Nutzen (funktionelle / funktionale Äquivalenz) aufweisen“, verstanden, vgl. ders. 1995, 40.

<sup>178</sup>Vgl. ders. 1995, 35.

### 3.8 Ansätze der Ökobilanzierung

Eine der Ökobilanzfunktionen ist die Gewichtung bzw. die Beurteilung der inventarisierten Umwelteinwirkungen. Strittig ist im Einzelfall nämlich immer, in welcher Weise die Abwägung der unterschiedlichen Belange vorgenommen werden muss und welche Prioritäten zu setzen sind.<sup>179</sup> Nach Schaltegger und Sturm ist das Ziel dieser Ansätze wegen der Komplexität ökologischer Verflechtungen und Synergien nicht eine unanfechtbare, streng naturwissenschaftlich objektive Bewertung, sondern solche Reduzierung der willkürlichen Elemente bei der Bewertung, dass das Gewichtungsmodell den Anforderungen der sozioökonomischen und ökologischen Rationalität möglichst weitgehend genügt.<sup>180</sup> Zur Erfüllung dieser Aufgaben stehen viele Beurteilungsmethoden zur Verfügung. Die bekanntesten und gebräuchlichsten Theorien werden im Folgenden beleuchtet und analysiert.

#### 3.8.1 Typen der Ansätze der Ökobilanzierung

Die Typisierung der Ökobilanzierungsansätze kann mit Hilfe *verschiedener einzelner Kriterien* erfolgen, wie wissenschaftliche Richtung oder Bewertungsgrößen (vgl. Tab. 11).

Tabelle 11. Typisierung der Ökobilanzierungsansätze

<b>Typisierung nach der wissenschaftlichen Richtung</b> <sup>181</sup>	<i>Die sozio-politischen Methoden</i> , die auf der Basis der politischen Zielsetzungen (z.B. Gesetze, Verordnungen) aufbauen.
	<i>Die naturwissenschaftlichen Methoden</i> , die sich an einer naturwissenschaftlichen Betrachtung der Ökosysteme (Umweltprobleme, Umweltkategorien) orientieren.
	<i>Die monetär sozio-ökonomischen Methoden</i> , die auf der Berechnung der Umwelteinwirkungen im Rahmen volkswirtschaftlicher Studien basieren.
<b>Typisierung nach dem Charakter von Bewertungsgrößen</b> <sup>182</sup>	<i>Die monetären Methoden</i> , die sich auf die Geldwerte stützen.
	<i>Die stoffflussorientierten Methoden</i> , die sich auf stoffliche Bewegungen konzentrieren.
	<i>Die energieflussorientierten Methoden</i> , die sich auf die energetischen Bezugsgrößen ausrichten.
	<i>Die schadensfunktionsorientierten Methoden</i> , die als Grundlage der Bewertung die Schädlichkeit der Umweltwirkungen oder Umweltrelevanz haben.
	<i>Die grenzwertorientierten Methoden</i> , die als Maßstab für die Bewertung gesetzliche Grenzwerte verwenden.
	<i>Die ABC-Analysen</i> , die verschiedene (ökologische, ökonomische, rechtliche, gesellschaftliche) Parameter bei der Bewertung berücksichtigen.

<sup>179</sup>Vgl. Sietz et al. 1993, 9.

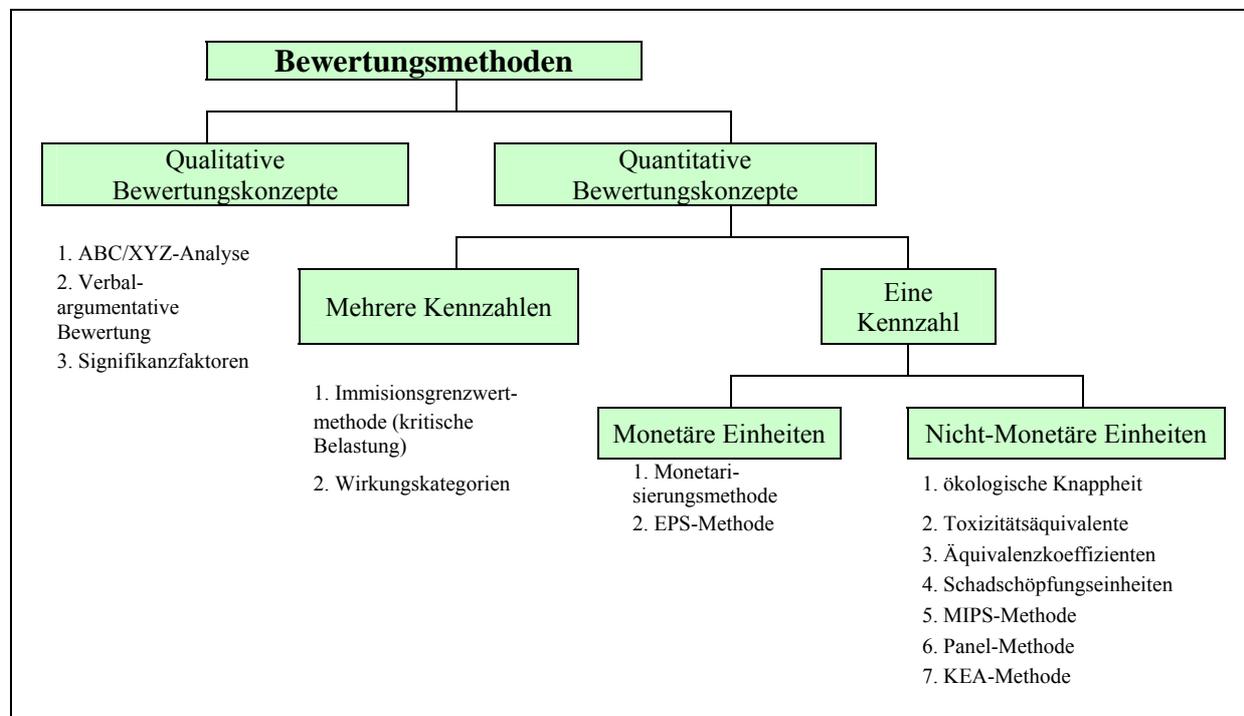
<sup>180</sup>Vgl. Schaltegger et al. 1994, 72.

<sup>181</sup>Vgl. Schaltegger et al. 1996, auch BUWAL 1998c, 55-56.

<sup>182</sup>Vgl. Schaltegger et al. 1994, 71-129. Ähnlich sieht die Beurteilungsmethodentypologie von Dold aus, aber von ihm wird zusätzlich noch eine Kategorie unterteilt, und zwar *die risikoorientierten Methoden* (auf Grund der Risiken von potentiellen Schädwirkungen), vgl. Dold 1996, 117-125.

Eine mehrstufige Typologie, die die Einschätzungsart (quantitativ oder qualitativ), die Quantität und den Charakter der beachteten Kriterien berücksichtigt, wurde von Rubik und Teichert angeboten (vgl. Abb. 12).

Abbildung 12. Typen der Ansätze der Ökobilanzierung<sup>183</sup>



### 3.8.2 ABC-Analyse

Die ABC-Methode ist keine spezifische Methode der umweltlichen Bewertung. Sie wird für verschiedene Managementaufgaben zur Priorisierung von Handlungsbedarfen angewandt. Umweltlich erwachsen Handlungsbedarfe aus rechtlichen, wirtschaftlichen, sicherheitstechnischen und Imagegründen.<sup>184</sup>

Diese Methode beruht auf dem Grundgedanken, dass häufig nur sehr wenige Faktoren ein Problem entscheidend prägen und damit die eigentlichen Schlüsselstellen bilden, die es zu beeinflussen gilt.<sup>185</sup> Die zu beurteilenden Umweltparameter werden in drei Kategorien eingeteilt. Die unter „A“ klassifizierten Sachverhalte werden als dringlich (hochrelevant) eingeschätzt. Die unter „B“ klassifizierten erfordern mittelfristig Maßnahmen. Eine „C“-Klassifikation weist nach heutigem Wissensstand und gesellschaftlicher Akzeptanz

<sup>183</sup>Vgl. Rubik et al. 1997b, 100.

<sup>184</sup>Zur Methode der ABC-Bewertung vgl. u.a. Seuring 1998, 98ff., Jasch 1992, 55ff.

<sup>185</sup>Vgl. Ringeisen 1988.

keinen Handlungsbedarf auf.<sup>186</sup> Für die ABC-Analyse kann es aus Sicht des IÖW keine vorgegebenen Bewertungsstandards geben, sie müssen vom Unternehmen individuell ausgestattet werden.<sup>187</sup> Ein Vorschlag für Bewertungsraster ist der Tabelle 12 zu entnehmen.

Tabelle 12. ABC-Raster nach IÖW<sup>188</sup>

<b>Bewertungskriterien</b>	
1. Einhaltung umweltrechtlicher Gesetze	
2. Gesellschaftliche Diskussion	
3. Beeinträchtigung der Umwelt	3.1. Luftbelastung
	3.2. Wasserbelastung
	3.3. Bodenbelastung
	3.4. Toxizität
4. Beeinträchtigung der Umwelt durch potenzielle Störfälle	
5. Internalisierte Umweltkosten	
6. Belastungen durch Vor- und Nachstufen	
7. Produktivitäts- und Stoffverluste	

Nach *Ringeisen* kann die ABC-Methode nicht nur zur Gewichtung von Umwelteinwirkungen, sondern auch zur Auswahl der relevanten Produktlebensstufen verwendet werden. Dabei werden die Produktlebensstufen nach folgenden Parametern eingeschätzt:

- die Ökointensivität,
- die Einwirkungsarten, die erfasst werden müssen,
- die Umweltrelevanz verschiedenen Einwirkungsarten.

Für die ABC-Klassifikation werden von *Ringeisen* die emissionsrelevanten Kriterien benutzt (z.B. Grenzwerte, Toxizität, Abbaubarkeit, kanzerogene Wirkung, Verbreitung). Nebenbei werden die Hauptaspekte des Ressourcenverbrauchs (z.B. Regenerierbarkeit, potentielle Substituten, Möglichkeit der Synthese von Rohstoffen) und die kurzfristigen Umwelterhaltungsziele (z.B. Beweisbarkeit der Schadwirkung, Aussterbensbedrohung der betroffenen Arten, Unumkehrbarkeit und Weiträumigkeit der Einwirkungen) eingeschätzt.<sup>189</sup>

Mit der ABC-Bewertung werden qualitative Aussagen untereinander abgestuft erfasst. Die ABC-Methode kann durch eine quantitative relative XYZ-Betrachtung der auftretenden Stoff- oder Energiemengen ergänzt werden.<sup>190</sup> Bei der XYZ-Bewertung wird

<sup>186</sup>Vgl. Beck 1993, 131.

<sup>187</sup>Vgl. Böning 1994, 110.

<sup>188</sup>In Anlehnung an Hallay et al. 1992, 94-105, Schaltegger et al. 1994, 109, o.V. 1992c, 13f.

<sup>189</sup>Vgl. *Ringeisen* 1988, 536-544, auch Schaltegger et al. 1994, 110-111.

<sup>190</sup>Vgl. Beck 1993, 139.

zwischen Umwelteinwirkungen nach deren Mengeneffekt unterschieden, was die Aussagekraft einer Ökobilanz mit der ABC-Analyse deutlich erhöhen kann.

Mit der relativen Abstufung wird dem Tatbestand Rechnung getragen, dass die Bewertung der Umwelteinwirkungen eines Unternehmens nie mit völliger naturwissenschaftlicher Exaktheit erfolgen kann, da Umweltphänomene regelmäßig äußerst komplex, schwer abschätzbar und zudem mit großem Unschärfbereich verbunden sind.<sup>191</sup>

Durch die klare Bezeichnung der Kategorien und Kriterien ist die Methode sehr transparent und nachvollziehbar. Die Einzelkriterien zu diesen Kategorien können je nach Problemstellung festgelegt werden. Einerseits hat daher die ABC-Analyse ein großes Potential, andererseits aber führt diese große Flexibilität bei der Kriteriumsauswahl zu einem subjektiven Charakter der Beurteilung.

### 3.8.3 Bewertung durch Umweltbelastungspunkte

Die Methode der Umweltbelastungspunkte (UBP) bzw. der Ökopunkte bzw. der ökologischen Knappheit wurde von der Ö.B.U. entwickelt. Ihre Grundlage erarbeitete Müller-Wenk im Jahr 1978, dann wurde sie von vielen Wissenschaftlern weiterentwickelt.<sup>192</sup>

Diese Methode ist für die ökologische Bewertung der Unternehmen vorgesehen. Ihr grundsätzliches Prinzip ist es, tatsächliche Belastungen der Umwelt ins Verhältnis zu deren Belastbarkeit (in Form des Zielwertes) zu setzen und damit schadstoffspezifisch ein Maß für die Aufnahmefähigkeit der Umwelt (Ökofaktor) zu erhalten. Nach Ansicht der Ö.B.U. Gruppe entstehen die Umwelteinwirkungen durch die Beanspruchung knapper Kapazitäten der natürlichen Umwelt. Das bedeutet, dass für einen definierten räumlichen und zeitlichen Bereich die einzelnen Umweltmedien nur in eingeschränktem Maße belastet werden dürfen, um eine Zustandsverschlechterung des Ökosystems zu vermeiden.<sup>193</sup>

Um Schadstoffe untereinander zu gewichten, geht die Belastbarkeit der Umwelt je Schadstoff (der kritische Fluss) quadratisch in die Bewertung ein (vgl. F1):<sup>194</sup>

---

<sup>191</sup>Vgl. Beck 1993, 130. Die ABC-Methode lässt die ethischen Entscheidungen des Unternehmers einschätzen, die durch die rechtlichen Vorschriften bzw. Vorgaben nicht beeinflusst werden können (z.B. bei der Bebauung eines ökologisch wertvollen Gebietes oder bei der Verwendung eines mit widersprüchlichen Ergebnissen getesteten Stoffes).

<sup>192</sup>Vgl. Müller-Wenk 1978, Braunschweig et al. 1984, Braunschweig 1988, Ahbe et al. 1990, Braunschweig et al. 1993. Auch Etterlin et al. 1992, 80-90.

<sup>193</sup>Vgl. Ö.B.U. 1992, 20.

<sup>194</sup>In Anlehnung an BUWAL 1990, 24.

$$(F1) \quad \text{Ökofaktor} = \frac{\text{tatsächlicher Fluss}_{\text{Schadstoff}}}{\text{kritischer Fluss}_{\text{Schadstoff}}} \times 10^{12}$$

$$(F2) \quad \text{Ökopunkte} = \text{Emission}_{\text{Schadstoff}} \times \text{Ökofaktor}_{\text{Schadstoff}}$$

Der Faktor  $10^{12}$  in der Gleichung F1 dient lediglich der Vermeidung hoher negativer Potenzen. Werden konkrete Emissionsdaten einer ökologischen Sachbilanz mit dem jeweiligen Ökofaktor multipliziert, erhält man Ökopunkte (vgl. F2), die, addiert, die gewichtete Gesamtbelastung der Umwelt ergeben.<sup>195</sup>

Die Methode der Umweltbelastungspunkte ist einfach, nachvollziehbar und in der Schweiz gängig. Es können alle Stoff- und Energieflüsse erfasst werden, aber bei der Festlegung der Größe der kritischen Flüsse bestehen wissenschaftliche Schwierigkeiten. Die Festlegung der Ökofaktoren wird wegen dem Bezug auf Emissionsziele einem starken politischen Einfluss unterworfen. Außerdem ist ein Bezug zu einem bestimmten Territorium erforderlich. Naturräumliche Grenzen sind bei der Bestimmung der Belastungsgrenzen sachlich ausschlaggebend. Demgegenüber werden die tatsächlichen Flüsse von der Statistik auf administrativ abgegrenzte Territorien erhoben. Ein weiterer Nachteil der Methode ist ihre Beschränkung auf eine limitierte Anzahl von Umwelteinwirkungen.

### 3.8.4 Modell der kritischen Belastungsmengen

Das Konzept der kritischen Belastungsmengen bzw. der kritischen Volumina bzw. Immissionsgrenzwertmethode wurde in den 1980er Jahren von BUS (jetzt BUWAL) ausgearbeitet.<sup>196</sup> Diese Methode geht von einer immissionsseitigen Betrachtung unter Berücksichtigung von bestehenden gesetzlich festgelegten Immissionsgrenzwerten, wie z.B. Maximale Immissionskonzentration (MIK) oder Maximale Arbeitsplatzkonzentration (MAK) aus.<sup>197</sup> Dabei wird für jede Umwelteinwirkung das Volumen (sog. kritische Volumina) berechnet, welches notwendig ist, damit bei gegebenen Emissionen die Immissionsgrenzwerte gerade eingehalten werden. Diese kritischen Volumen werden pro Bilanzkategorien

<sup>195</sup>Vgl. Technische Universität Chemnitz, Institut für Betriebswissenschaften und Fabrikplanung (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Methoden der Ökobilanzierung, <http://www.tu-chemnitz.de/mb/InstBF/ufa/bewert/wirk/methoden.htm>.

<sup>196</sup>Vgl. BUS 1984. Auch dazu BUWAL 1991, Etterlin et al. 1992, 71-80.

<sup>197</sup>Vgl. Wiener Umweltstudien-Informationspool (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Methoden zur Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen, [https://www.wien.gv.at/ma22/pool/doc/abfall\\_masnahmen\\_zus.pdf](https://www.wien.gv.at/ma22/pool/doc/abfall_masnahmen_zus.pdf).

(Energieverbrauch, Wasser- und Luftbelastung, feste Abfälle) addiert und ergeben so einen standardisierten Belastungsindex pro Medium.

Der gesamte Energieverbrauch sowie das totale Deponievolumen der festen Abfälle kann in den natürlichen Größen (MJ bzw. cm<sup>3</sup> je kg des hergestellten Packstoffes) erfolgen. Für die Berechnung der Wasser- und Luftbelastungen wird folgende Formel verwendet:<sup>198</sup>

$$(F3) \quad \text{Kritisches Volumen} = \frac{\text{Emission}}{\text{Grenzwert}}$$

Die Nachteile der Methode sind grundsätzlich dieselben wie bei der UBP-Methode (begrenzte Anzahl von Schadstoffen, Abhängigkeit von politischen Entscheidungen, Beschränkung auf ökologische Daten aus der Schweiz). Es können manche Beispiele der mangelhaften Berücksichtigung der Umwelteinwirkungen aufgeführt werden. Die potentielle Bildung von Dioxinen und Furanen bei der Müllverbrennung wird aus der Wirkungsanalyse ausgeklammert. Die Kumulationseffekte und Wechselwirkungen verschiedener Stoffe können bei dieser Methode ebenso nicht erfasst werden. Die verwendeten Grenzwerte orientieren sich nicht unbedingt an ökotoxikologischen Kriterien, z.B. MAK-Werte sind an humantoxikologischen Wirkungen orientiert.

### 3.8.5 Die EPS-Methode

EPS-Methode (Environmental Priority Strategies Method) wurde von schwedischen Umweltforschungsinstitut und Industrieverband vorgeschlagen. Die Grundlage der Methode sind die monetären Größen: die Zahlungsbereitschaft, die Schadensvermeidungskosten (Präventionskosten) und die Marktpreise.

Bei dieser Methode werden fünf schützenswerte Umweltbereiche unterschieden: Biodiversität (Artenvielfalt), menschliche Gesundheit, landwirtschaftliche Produktion, Ressourcenbeanspruchung und ästhetische Werte. Für alle diese Umweltbereiche wurden quantifizierbare Auswirkungen definiert (z.B. die Krankheitsanfälligkeit oder der Hungertod bei der Berücksichtigung der Gesundheit des Menschen).<sup>199</sup>

Weiter werden durch eine Multiplikation dieser monetären Größen mit verschiedenen Faktoren (Häufigkeit und Dauer der Umwelteinwirkung, betroffene Region

---

<sup>198</sup>In Anlehnung an BUS 1984, 47.

<sup>199</sup>Vgl. Fischer 1996.

oder Population, Beitrag der Emission zu einem Umweltproblem und Kosten zur Vermeidung oder Reduktion dieser Emission (pro kg)) ein „Substanzen-Emissionsindex“ und aufgrund der weltweit pro Kopf vorhandenen Ressourcen ein „Ressourcenindex“ berechnet. Die beide Indexe werden mit einem Skalierungsfaktor multipliziert, so können alle Parameter zu einer eindimensionalen Zahl aggregiert werden.<sup>200</sup> Die EPS-Methode findet aufgrund ihrer Komplexität außerhalb Skandinaviens kaum Anwendung.

### **3.8.6 Die VNCI- Methode**

Die VNCI-Methode (die Methode eines integrierten Stoffstrommanagements) wurde 1992 als Instrument der Entscheidungsvorbereitung und -findung für umweltbezogene Maßnahmen vom Verband der niederländischen chemischen Industrie (VNCI) vorgestellt. Der Zweck des VNCI-Modells ist ein Produktvergleich.

Basis der Bewertung ist dabei die niederländische Grundbelastung und politisch vorgegebene Gewichtungsfaktoren. Folgende Wirkungskategorien sind bei der VNCI-Methode relevant: Ozonabbau, Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung, Ressourcen, Photooxidantien, Humantoxizität. Auf dieser Grundlage wird ein einziger Umweltindex zur Bewertung der Umwelteinflüsse errechnet.<sup>201</sup>

### **3.8.7 Die Tellus-Methode**

Eine umfassende Ökobilanz für verschiedene Verpackungsmaterialien wurde 1992 im amerikanischen Tellus Instituts, Boston, auf Basis des Schadensvermeidungskosten-Ansatzes durchgeführt. Die verwendete Methode basiert auf den aus den öffentlichen Datenbanken und Veröffentlichungen bekannten Informationen zu den monetären Emissionsgrößen.

Aus einer Gewichtung der die Gesundheit und die Sicherheit des Menschen beeinflussenden Emissionen bezüglich deren ökonomischen Vermeidungskosten resultiert eine Rangfolge der Packstoffe. Als eine Referenzgröße bei der Gewichtung von

---

<sup>200</sup>Vgl. Schaltegger et al. 1994, 75-76.

<sup>201</sup>Vgl. Böhler et al. 1996, Universität Bremen, Institut für Umweltverfahrenstechnik (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Umweltrelevante Schwachstellenanalyse von Produktionsprozessen zur Offenlegung von Wertschöpfungspotentialen, <http://www.iuv.uni-bremen.de/publikationen/haase/preprint99.htm>.

Umwelteinwirkungen werden in dieser Methode die Kosten zur Vermeidung von Emissionen eines Pfundes Blei betrachtet.

Wegen der Fokussierung der Tellus-Methode auf Schadenvermeidungsoptionen werden die eigentlichen ökologischen Einwirkungen nur indirekt berücksichtigt. Außerdem hängen die Ökobilanzergebnisse von der Politik im Bereich der ökologischen Optimierungsmaßnahmen ab. Ein weiterer Nachteil der Methodik ist die Notwendigkeit, ortsspezifische Daten für die Beurteilungsmethode, d.h. die Gewichtungsfaktoren zu ermitteln.<sup>202</sup>

### 3.8.8 Die MIPS- Methode

Das MIPS-Konzept wurde am Wuppertal-Institut für Klima, Umwelt und Energie entwickelt. Ziel war es, ein Maß zur Messung von Umweltbelastungen zu finden, das

- alle wesentlichen Umweltbeeinflussungen widerspiegeln soll,
- allgemein auf Prozesse, Güter und Dienstleistungen lebenswegweit anwendbar sein soll,
- quantitativ und einfach, ohne übermäßigen Aufwand berechenbar sein soll,
- richtungssichere Abschätzungen des Umweltbelastungspotentials von Untersuchungsobjekten liefern soll und
- auf lokaler, regionaler und globaler Ebene anwendbar sein soll.<sup>203</sup>

Die Grundannahme des Wuppertal-Institutes ist, dass die schnell wachsenden, menschenverursachten Materialverschiebungen letztlich für alle Umweltschäden verantwortlich seien.<sup>204</sup> So wurde Materialinputs pro Dienstleistungseinheit (Materialintensität pro Serviceeinheit - MIPS) als eine Maßeinheit der anthropogenen Umwelteinwirkungen benannt.

MIPS werden durch Aufsummieren aller Materialmassen ermittelt, die der Erstellung einer Serviceleistung bzw. Produktes dienen: der Abraum der Rohstoffgewinnung, Kühlwasser, Luftvolumina und umgepflügte Erde. Sämtliche Massen werden gleichwertig, ohne Berücksichtigung ihrer spezifischen ökologischen Wirkung, verrechnet. Energien werden auf den Einsatz von Material zurückgeführt. Berücksichtigt werden für die

---

<sup>202</sup>Vgl. Schaltegger et al. 1994, 74-75.

<sup>203</sup>Vgl. Schmidt-Bleek 1994, 101.

<sup>204</sup>Vgl. ders. 1994, 102.

Berechnung von MIPS neben den Inputs von Stoffen auch sog. Translokationen. Eine Translokation beschreibt die reine Bewegung von Material, ohne dass das Material in irgendeiner Art und Weise transformiert oder Teil eines Produktes wird.

Dieser Ansatz zielt im Gegenteil zu den meisten emissionsorientierten Ansätzen auf die Inputseite, wobei der Blick von einem nachträglichen Umweltschutz auf einen vorsorgenden Aspekt gelenkt wird. MIPS unterstützt die Forderung nach einer Dematerialisierung des Wirtschaftens, indem es die quantitativen Ausmaße der Natureingriffe deutlich werden lässt. Jedoch betrachtet MIPS nur Materialinputs in das untersuchte System und keine Outputs, bzw. macht keine Aussagen über umweltschädliche Eigenschaften von Materialien. Energieverbräuche sind für das MIPS-Konzept nur insofern von Interesse, als zur Bereitstellung von Energie auch Stoffe bewegt werden müssen.<sup>205</sup> Vor diesem Hintergrund dürfte MIPS lediglich ein Aspekt im Rahmen der Ökobilanz sein.<sup>206</sup>

### 3.8.9 Die KEA- Methode und die Methode der Grauen Energie

Der kumulierte Energieaufwand (KEA) wird schon seit den 1970er Jahren weltweit als Kennzahl für Energiesysteme verwendet. Seit Anfang der 1990er Jahre gibt es eine von den Experten des Vereins Deutscher Ingenieure (VDI) mit Beteiligung des Umweltbundesamts ausgearbeitete Regel zur Bestimmung des KEA, die VDI-Richtlinie 4600. Da ein Großteil der Umweltprobleme ursächlich mit Energie verbunden ist, und der Energieaufwand eines Produktes oder einer Dienstleistung sich relativ gut bestimmen lässt, kann KEA als Grobcheck für Umweltbelastungen angewendet werden. Der KEA ist die Summe aller Primärenergieinputs (Verbräuche an Energieressourcen und Energiebereitstellungsemissionen).<sup>207</sup>

Ähnliches Bewertungsverfahren aufgrund einer energetischen Bewertungsgröße wurde von BUWAL vorgeschlagen (sog. Methode der Grauen Energie). Unter der Grauen Energie wird die Summe aller nichterneubaren Primärenergieträger und energetisch nutzbaren fossilen Rohstoffe sowie der Wasserkraft eines bestimmten Systems verstanden. Erneuerbare Rohstoffe und Recyclate sind nicht enthalten. Die Bewertungskriterien umfassen

---

<sup>205</sup>Vgl. Dold 1996, 102.

<sup>206</sup>Vgl. Reichardt 1992, 65.

<sup>207</sup>Vgl. Öko-Institut e.V. - Institut für angewandte Ökologie (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Basisdaten und Methoden zum Kumulierten Energieaufwand (KEA), <http://www.oeko.de/service/kea/dateien/broschuere.pdf>.

Erneubarkeit, Verfügbarkeit und die direkten Umweltauswirkungen beim Abbau, bei der Umwandlung und Nutzung.<sup>208</sup>

KEA und die Graue Energie ermöglichen eine vergleichende, quantitative Beurteilung und werten zahlreiche mit der Energienutzung verbundene Umweltprobleme und die nicht erneuerbaren und weniger gut verfügbaren Ressourcen pauschal. Die für KEA erforderlichen Daten können gut ermittelt und standardisiert werden. Die Beurteilung ökologischer Einwirkungen mit der KEA-Kennzahl führt unter anderem zur Reduzierung des finanziellen Aufwandes bei der Datenermittlung.

Der KEA kann die Ökobilanzen nicht ersetzen, sondern nur Anhaltspunkte zur ökologischen Bewertung liefern, weil nicht alle Umweltprobleme mit Energie verknüpft sind. Als Ressourcenindikator zeigt KEA nicht immer in die gleiche Richtung wie andere Umweltindikatoren (z.B. CO<sub>2</sub>-Emissionen oder Pestizid-Einsatz).

### 3.8.10 Die Methode der Toxäquivalente

Das Konzept der Toxäquivalente wurde von Gebler entwickelt.<sup>209</sup> Bei dieser auf den Effekt der Umwelteinwirkungen ausgerichteten Methode werden die Schadstoffe nach ihrer Schädlichkeit gewichtet. Die Grundlage dafür bilden die Ökotoxizitätsfaktoren, die naturwissenschaftlich begründet sein müssen.

Diese Gewichtungsfaktoren werden hauptsächlich unter Berücksichtigung der Toxizität (Giftigkeit) für Säugetiere und Wasserlebewesen, der Förderung von Krebs, der Veränderung von Genen, der Anreicherung in Lebewesen und der Dauer der Wirkung bestimmt. So sind nach Gebler die folgenden vier Faktoren zu ermitteln: Persistenzfaktor, Bioakkumulationsfaktor, stöchiometrischer Faktor und Toxizitätsfaktor.<sup>210</sup> Die erfassten Gewichtungsfaktoren können zum Schluss zu einem Toxizitätsfaktor (in Kilogramm potentiell geschädigter Biomasse pro Milligramm des Schadstoffes) aggregiert werden.

Die von Gebler vorgelegte Methode ist mit vielen Nachteilen verbunden. Es werden ausschließlich die ökotoxikologischen Parameter berücksichtigt; solche Aspekte, wie gesellschaftliche Akzeptanz werden übersehen. Die Variabilität der Kriteriumsauswahl bedingt einen großen Spielraum bei der Bewertung. Außerdem ist die Ermittlung der Ökotoxizitätsfaktoren schwer berechenbar und aufwendig.

---

<sup>208</sup>Vgl. BUWAL 1999.

<sup>209</sup>Vgl. Gebler 1990.

<sup>210</sup>Vgl. Gebler 1990, auch Schaltegger et al. 1994, 104-105.

### 3.8.11 Die CML-Methode

Die Beurteilung der Umweltwirkungen in Rahmen der vom Centrum for Milieukunde (CML) vorgeschlagenen Methode<sup>211</sup> erfolgt durch ihre Zuordnung nach folgenden als wichtig erachteten Problembereichen:

- Ressourcenverbrauch (Verbrauch abiotischer und biotischer Ressourcen),
- Umweltbelastungen (Verstärkung des Treibhauseffektes, Abbau der Ozonschicht, Humantoxizität, Ökotoxizität, Photosmog, Übersäuerung, Überdüngung, Abwärme, Geruchbelastung, Lärm),
- Umweltschäden (Landschaft und Ökosysteme, menschliche Opfer).

Die Methodik liefert Vorschriften und Tabellen, mit denen die Zuordnung aufgrund eines Inventars vorgenommen werden kann.

Diese Methode ist transparent, berücksichtigt eine große Anzahl von Umwelteinwirkungen und ist deshalb breit akzeptiert und in Europa allgemein anerkannt. Aber sie hat auch Schwächen, nämlich das Ausklammern der politischen und sozialen Aspekte.

### 3.8.12 Die Methode der verbal-argumentativen Bewertung

Bei der verbal-argumentativen Methode des UBA werden sämtliche Umweltauswirkungen mit Hilfe klar ausgedrückter, dokumentierter, verbal geäußelter Argumente zu einem Gesamturteil bewertet.<sup>212</sup> Die bewertenden Personen (eine Gruppe von Experten und/oder von den vom Werturteil Betroffenen) können sich entsprechend ihrer Verantwortlichkeit und ihrer Werthaltung den Argumenten anschließen oder verweigern.

Dabei werden Vor- und Nachteile, Schaden und Nutzen, Stärken und Schwächen des Bewertungsgegenstandes auf der Datenbasis aus der Sachbilanz gegeneinander abwogen. Es müssen auch die festgesetzten Ziele der Bewertung mitberücksichtigt werden. Das Abwägen wird, ähnlich zu CML-Methode, mittels einer Zuordnung der eingetretenen Umweltwirkungen den Wirkungskategorien, einer Gewichtung (einer Hierarchiebildung), z.B. durch die von UBA vorgeschlagenen Prinzipien zur Festlegung der Rangfolge von

---

<sup>211</sup>Vgl. Heijungs et al. 1992, auch Schaltegger et al. 1994, 105-107, BUWAL 1998c, 61.

<sup>212</sup>Vgl. UBA 1992, Rubik et al. 1997b, 108.

Umwelteinwirkungen gemacht.<sup>213</sup> Es entsteht eine Bilanz von Argumenten pro und contra der Durchführung eines Projektes bzw. der Auswahl einer zu realisierenden Variante.

Die verbal-argumentative Methode wird zu Recht oft wegen der Subjektivität der Bewertung kritisiert. Sie ist am besten bei geringer Anzahl zu bewertender Alternativen (oder nur für die Bewertung einzelner Teilaspekte) und vorhandenem Umweltwissen im Projektteam benutzbar.

### 3.8.13 Die Methode der Eco-Indikatoren

Die Methode der Eco-Indikatoren<sup>214</sup> baut auf der anerkannten CML-Methode auf und lässt aus der Eingabe von Massen und Energiemengen einer großen Zahl von Umwelteinwirkungen, die entlang des Lebensweges eines Produktes umgesetzt werden, einen dimensionslosen Punktwert errechnen, der dem Variantenvergleich dient.

Methodisch werden zunächst die Auswirkungen auf die maßgeblichen Umweltproblemfelder (wie z.B. Ozonschichtzerstörung, Übersäuerung) ermittelt (Klassifizierung und Charakterisierung). Diese Auswirkungen sind eine Grundlage für eine Schadensberechnung, welche in Todesfällen angegeben wird. Weiter wird eine Berechnung von Gesundheitsschäden und Ökosystembelastungen und eine anschließende Gewichtung vorgesehen, welche als Gesamtaggregation einen „Eco-Indikator“-Punktwert gibt.

Hintergrund der Gewichtung bildet der Ansatz Distance-to-Target. Er gründet sich auf eine Korrelation zwischen der Bedrohlichkeit eines Umweltproblems und dem Abstand zwischen der derzeitigen Menge der Emissionen, die das Problem verursachen, und dem Umweltqualitätsziel in der entsprechenden Kategorie. Die Umweltqualitätsziele wurden so gewählt, dass

- aufgrund der Umweltwirkungen nur ein Toter auf 1 Mio. Menschen zu beklagen ist,
- keine Sommer- oder Wintersmog-Perioden auftreten,
- in einer Dekade das Ökosystem „nur“ um fünf Prozent geschädigt wird.

Die Methode ist relativ neu und zur Zeit noch nicht sehr ausgereift. Umstritten ist z.B. die Gewichtung der Umweltwirkungen für die Schadensberechnung wegen des sehr großen Gewichts der Schwermetalle. Aber im Großen und Ganzen erscheint die Methode der Eco-Indikatoren als derzeit einer der gängigsten Ansätze zur vollständigen Aggregation.

---

<sup>213</sup>Vgl. UBA 2000a, 5f.

<sup>214</sup>Vgl. Goedkoop et al. 1995.

### 3.8.14 Die Methode der Qualitätsziel-Relationen

Das Konzept der Qualitätsziel-Relationen (KQR) wurde von Schaltegger und Sturm im Rahmen des ökologischen Rechnungswesens für die Gewichtung von Stoffflüssen vorgeschlagen und ausprobiert.<sup>215</sup> Bei diesem Konzept wird die relative Umweltschädlichkeit der verschiedenen Stoffe anhand der Qualitätsziele bzw. der Immissionsgrenzwerte ermittelt. Die Berechnung der Gewichtungsfaktoren wird dabei durch die Umrechnung aller emittierten Stoffe in Milligramm des Stoffes pro Mol Umweltmedium und die Bestimmung von deren Relation zu einem Normierungswert (die globale CO<sub>2</sub>-Konzentration von 1960) vorgenommen (vgl. F4).<sup>216</sup> Eine resultierende Masseneinheit ist sog. Schadschöpfungseinheit pro kg des Stoffes (SE/kg). Die zu bestimmenden Schadschöpfungen (in SE) ergeben sich durch die Multiplikation einer Emission (in kg) mit dem Gewichtungsfaktor. Folglich ist eine Aggregation über verschiedene Umweltmedien bis zur einzigen Zahl erlaubt.

$$(F4) \text{ Gewichtungsfaktor}_x = \frac{\text{Immissionsgrenzwert CO}_2}{\text{Immissionsgrenzwert}_x} \left[ \frac{\text{mg CO}_2 / \text{mol}}{\text{mg}_x / \text{mol}} \right]$$

Die mediumübergreifende Beurteilung, relativ geringer Aufwand der Berechnung, große Nachvollziehbarkeit und Transparenz der Methode sind die Vorteile des Konzeptes. Es gibt die Anpassungsmöglichkeit der Gewichtung, falls die naturwissenschaftliche, politische oder soziale Erkenntnisse sich verändern. Die Nachteile dieser Methode sind mit denjenigen aller grenzwertorientierten Ansätze vergleichbar. Die KQR-Methodik kann die Umwelteinwirkungen aller Stoffe nicht einschätzen, da die Grenzwerte nicht für alle umweltschädlichen Substanzen vorhanden sind. Die Ergebnisse der ökologischen Gewichtung von Stoffflüssen hängen von den politischen Entscheidungen und gesellschaftlichen Aspekten, die bei der Bestimmung von Grenzwerten berücksichtigt werden, ab.<sup>217</sup>

### 3.8.15 Die Methode der Nutzwertanalyse

Die Nutzwertanalyse (NWA) ist ein Verfahren zur Alternativbewertung verschiedener Entscheidungen. NWA wurde ursprünglich in den 1960er Jahren als

<sup>215</sup>Vgl. Schaltegger et al. 1994, 164-171.

<sup>216</sup>Vgl. dies. 1994, 166.

<sup>217</sup>Vgl. BUWAL 1998c, 60.

Entscheidungsmatrix für mehrere Ziele im Zusammenhang mit Investitionsfragen entwickelt, bei denen neben ökonomischen Aspekten auch psychologische und soziale Bewertungskriterien berücksichtigt werden sollten.<sup>218</sup>

Bei der Durchführung der Nutzwertanalyse können drei Phasen unterschieden werden. In der Konzeptionsphase werden die zu erreichenden Ziele, die zu bewertenden Varianten und die Bewertungskriterien zur möglichst vollständigen Charakterisierung der Eigenschaften des Wertobjektes festgelegt. In der Bewertungsphase werden die Kriterien gewichtet. Anschließend wird der Zielerreichungsgrad der einzelnen Varianten (numerischer Umfang, mit dem das Wertobjekt ein Kriterium erfüllt) im Bezug auf die einzelnen Kriterien ermittelt (Teilnutzwert). In der Ergebnisphase werden aus den Ergebnissen der zweiten Phase die Gesamtnutzwerte der zu vergleichenden Varianten durch die Multiplikation von Gewichtungsfaktor und dem Erreichungsgrad der Zielerfüllung errechnet. Es wird eine Alternative mit der höchsten Nutzwertsumme bevorzugt.

Mittels der auf umweltrelevante Entscheidungen bezogenen Nutzwertanalyse können quantitative (z.B. Energieverbrauch) und qualitative Faktoren (z.B. Chancen auf dem Markt, hoher Know-how-Anteil) Berücksichtigung finden, analog können auch Umweltrisiken bewertet werden. Aber der subjektive Bewertungsspielraum ist in diesem Modell relativ groß. Dieser Nachteil kann allerdings ausgeglichen werden, wenn auf möglichst objektive Fakten und Erfahrungswerte zurückgegriffen und die Bewertungsgrundlage transparent gemacht wird (Quellenangabe, Verbalisierung) und wenn Bewertungsdiskussionen gleichzeitig einen Lernprozess zur Ideenfindung auslösen.<sup>219</sup>

### 3.9 Probleme der Ökobilanzen

Ökobilanzen sind ein anerkanntes Instrument für die ökologische Bewertung verschiedenster Bezugsobjekte. Jedoch sind deren Anwendung beim heutigen Wissenstand wegen der mit der Durchführung von Ökobilanzen verbundenen Probleme und Einschränkungen Grenzen gesetzt. Die folgende Abhandlung bietet einen Einstieg in die Problemfelder der Ökobilanzen.<sup>220</sup>

---

<sup>218</sup>Vgl. Huisinga 1985.

<sup>219</sup>Vgl. Beck 1993, 109

<sup>220</sup>Zu einer Übersicht über die Probleme bei der Durchführung einer Ökobilanz vgl. Krcmar et al. 1996, 16ff., Rubik et al. 1997b, 64-78.

### 3.9.1 Festlegung der Systemgrenzen

Die Festlegung der Systemgrenzen bzw. des Untersuchungsrahmens ist in diesem Zusammenhang wichtig, dass die Festlegung des Untersuchungsrahmens einen direkten Einfluss auf das Ergebnis der Ökobilanz nimmt und durch geänderte Systemgrenzen die Aussagekraft der Ökobilanz verengt werden kann:

- erhebliche Abweichungen bzw. Verzerrungen der Ergebnisse von verschiedenen Untersuchungen desselben Gegenstandes sind möglich,<sup>221</sup>
- entgegengesetzte Ergebnisse können erzielt werden, z.B. in vergleichenden Untersuchungen kann bei der Beschränkung auf verschiedene Lebenswegphasen mal die eine, mal die andere Alternative besser bewertet werden.<sup>222</sup>

Ziel einer Ökobilanz ist eine Betrachtung *aller* Umwelteinwirkungen über den *gesamten* Lebensweg eines untersuchten Objektes. Doch solche Betrachtung würde wegen global vernetzten Systemen zu einem Weltmodell führen und praktisch nicht realisierbar werden.<sup>223</sup> Aus diesem Grund muss man sich auf Hauptkomponenten beschränken bzw. manche Auswirkungen ausklammern.

So entstehen beispielsweise bei der Ökobilanzierung verschiedener Entsorgungsweisen folgende Fragen:

- Wie weit der Weg der Reststoffe aus der Abfallverbrennung verfolgt wird?
- Wie lange heute abgelagerte Abfälle und Reststoffe die Umwelt durch Emissionen oder Energieaufwendungen für Nachsorgemaßnahmen beeinflussen werden?
- Ob und wie der Transportaufwand bei Bringsystemen berücksichtigt werden soll?

Diese Ausgrenzungen sind beim ersten Schritt der Ökobilanzierung (Zieldefinition) im Rahmen der *Vertikalanalyse*, der Berücksichtigung von Vor- und Nachstufen, sowie im Rahmen der *Horizontalanalyse*, der Berücksichtigung geographischer Verteilung von Prozessstufen, vorzunehmen. Besondere Problembereiche sind hier die Erfassung der Transporte, Hilfs- und Betriebsstoffe, Betriebsmittel, Energieerzeugung und Entsorgung, sowie die Ausgrenzung von vor- und nachgelagerten Produktionsschritten. Da die Festlegung der Systemgrenzen immer nach subjektiven Annahmen und Prioritäten erfolgt und sich an den Zielvorstellungen der Untersuchung orientiert, kann es keine objektiv „richtige“ oder

---

<sup>221</sup>Vgl. z.B. Reiche 1993, 21 f., Klöpffer 1991, 117, Rubik et al. 1997b, 66 f.

<sup>222</sup>Vgl. z.B. Franke 1996, 3.

<sup>223</sup>Vgl. Schaltegger et al. 1994, 149, Strangfeld 1997, 17.

„falsche“ Systemgrenzen geben. Aber auf jeden Fall müssen die Gründe und Vorgehensweisen der Prioritätensetzung dokumentiert und begründet werden.

Über diese methodischen Probleme besteht noch kein wissenschaftlicher Konsens. Schaltegger und Sturm schlagen *ein mögliches Verfahren zur Systemabgrenzung* vor (sog. Scoping-Variante) (vgl. Tab. 13). Nach der Systemabgrenzung auf diese Weise müssen die Zielsetzungen einer Ökobilanz noch mal betrachtet und gegebenenfalls korrigiert werden.<sup>224</sup>

Tabelle 13. Kriterien der Systemabgrenzung<sup>225</sup>

Beim Einbezug von <i>Nachstufen</i> kann eine Systemgrenze gezogen werden, wenn ein Output in die natürliche Umwelt abgegeben wird, z.B. bei den Luftemissionen am Schornsteinende ohne Filteransatz und am Nachfilterwert mit einer Filteranlage.
Auf den Einbezug von <i>Vorstufen</i> kann verzichtet werden, wenn man bei der physischen Extraktion eines Rohstoffes aus der natürlichen Umwelt angelangt ist.
Die Stoff- und Energieflüsse vorgelagerter <i>Nebestufen</i> bei der Herstellung und Entsorgung von Maschinen und Gebäuden dürfen nur dann unberücksichtigt bleiben, wenn der Einsatz dieser Anlagen keinen nennenswerten Einfluss auf die Gesamtbilanz der alternativen Betrachtungsobjekte hat.
Die Abgrenzung auf <i>einzelne Prozessstufen</i> ist nur dann zulässig, wenn diese auch isoliert betrachtet werden können. D.h. die Auswirkungen der nicht betrachteten Vor- und Nachstufen des Vergleichsgegenstandes müssen die gleichen sein.

### 3.9.2 Datenproblem

Die Ökobilanzierer müssen umfangreiche Informationen über alle Aspekte der ökologischen Einwirkungen des Untersuchungsgegenstandes zur Verfügung haben. Zu den wichtigen Datenproblemen der Ökobilanzierung gehören: Datenquellen, Aufwand der Datenbereitstellung und Qualität der Daten.

Die Daten können auf verschiedene Weise erworben werden. Die exaktesten Informationen liefern Messungen aller wichtigen Parameter des Bezugsobjektes (Erhebung primärer Daten). Argumente dafür sind hohe Transparenz der Datenherkunft, Aktualität, Gültigkeit. Aber das erfordert einen hohen Zeit- und finanziellen Aufwand, daher wird eine Ökobilanz extrem arbeitsintensiv und teuer. Aus diesem Grund enthalten sich einige Betriebe (besonders kleine Betriebe) der Verwirklichung einer Ökobilanz.

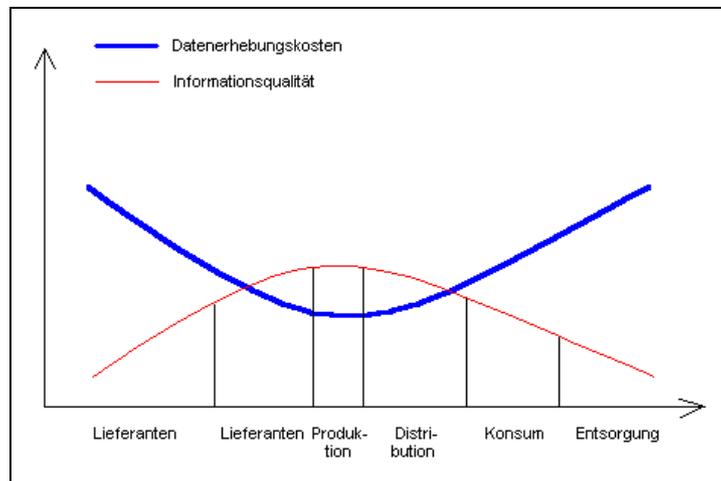
Außerdem können Informationen selbst im eigenen Betrieb unter Verweis auf Geheimhaltung verheimlicht werden; noch problematischer wird es bei den Vor- und Nachstufen der Produktion, wenn man Daten von den Lieferanten, Verkäufern, Kunden und Entsorgern seiner Waren bekommen muss. Deshalb verringert sich in der Praxis die Qualität

<sup>224</sup>Vgl. Schaltegger et al. 1994, 149f.

<sup>225</sup>In Anlehnung an Schaltegger et al. 1994, 149f.

der gesammelten Daten von Vor- und Nachstufen der Produktion mit der Vergrößerung des Abstands von der Firma wesentlich (vgl. Abb. 13).

Abbildung 13. Zuverlässigkeit, Qualität, Kompetenz, Repräsentativität und Präzision der Informationen bei der Ökobilanzierung<sup>226</sup>



Aufgrund dessen werden die Umwelteinwirkungen des Bilanzobjekts nur selten direkt ermittelt, sie werden vielmehr aus den sekundären Datenquellen abgeleitet, z.B. aus der Literatur. Selbstverständlich ist die Qualität sekundärer Daten niedriger (geringere Repräsentativität, zeitlich und räumlich bedingte Inhomogenität, oft fehlende oder nicht kompatible Messgrundlage).

Anfang der 1980er Jahre wurde vorgeschlagen, Datenbeschaffungsprobleme durch die Erstellung von Datenbanken über die Umwelteinwirkungen der Hauptarten anthropogener Tätigkeit und am häufigsten untersuchter Produkte (z.B. Packstoffe, Kraftstoffe, Elektroenergie, Aluminium usw.) zu begegnen. Die gesammelten sog. Hintergrund-, Service- oder Basisdaten wurden von den führenden wissenschaftlichen Instituten veröffentlicht.<sup>227</sup> Die Zugänglichkeit dieser Informationen für die Gesellschaft erlaubt es sogar den kleinen und mittleren Unternehmen eine Ökobilanz durchzuführen und gewährleistet dank der einheitlichen informativen Grundlage die Vergleichbarkeit der Studien.

Hintergrunddaten entsprechen aber nicht der genauen Sachlage, sondern stellen in der Regel einen Durchschnitt der Branche oder eine theoretisch abgeleitete Situation dar und

<sup>226</sup>Vgl. Schaltegger 1997, 3.

<sup>227</sup>Vgl. BUS 1984, Fritscher et al. 1989, BUWAL 1991, dass. 1996a, dass. 1996b, dass. 1998c, dass. 1999, UBA 1992, PWMI 1992, ESU 1994, CCME 1995.

so verbergen sie die höchsten und niedrigsten Werte der ökologisch führenden oder zurückgebliebenen Produktionen.<sup>228</sup>

Sekundäre Daten sind oft auch für eine andere Region oder unter anderen zeitlichen und sachlichen Rahmenbedingungen ermittelt worden, sie haben also nur relative Repräsentativität. Bei der Berechnung der sekundären Daten wird eine Aggregation verwendet, um deren Verarbeitung zu erleichtern. Jedoch wird dadurch die Transparenz einer Studie reduziert. Die lokalen Einwirkungen werden z.B. über Einwirkungsarten zusammengefasst, dabei gehen ihre für die Entscheidungsfindung potenziell wichtigen Besonderheiten verloren und es kann zum verzerrten Ergebnis führen.

Deshalb verringern die Hintergrunddaten die Datenerfassungskosten, aber im Vergleich zu den primären Daten entsprechen sie viel weniger der Wirklichkeit und sind weniger sicher. Deshalb könnte als eine optimale Variante des Aufbaus der Informationsgrundlage einer Ökobilanz die primären Daten oder die unter Berücksichtigung der gegebenen Situation umgerechneten sekundären Daten betrachtet werden.

### 3.9.3 Vergleichbarkeit und Einheitlichkeit

Oft werden vergleichende Ökobilanzen durchgeführt, d.h. es werden zwei oder mehr Alternativen bewertet. Selbstverständlich sollen die alternativen Produkte, Dienstleistungen, Prozesse, Betriebe, Standorte und alle möglichen Forschungsobjekte untereinander nach den erfüllten Funktionen vergleichbar sein.

Für die Verwirklichung der vergleichenden Ökobilanzen muss man die Bezugsgröße (Vergleichseinheiten bzw. Äquivalents- bzw. Funktionseinheiten) finden, also solche quantifizierte Systemparameter, auf die alle Inputs und Outputs bezogen werden und die für den Vergleich im Rahmen einer Ökobilanz verwendet werden können. Ihre Bestimmung basiert auf der Betrachtung von Funktion und Nutzen des Untersuchungsgegenstandes. Besteht zwischen Alternativen keine direkte funktionelle Äquivalenz, so ist diese zumindest rechnerisch zu erzeugen. Geschieht dies nicht, wird eine Ökobilanz nicht exakt.<sup>229</sup> Dasselbe trifft auch für die Fälle zu, in denen einige nur schwer zu berücksichtigende Aspekte

---

<sup>228</sup>Z.B. wird ein Durchschnittswert in Höhe von 12 g NO<sub>x</sub> pro kg des erzeugten Polyäthylens angenommen, während einige Betriebe Emissionen von weniger als 1 g und andere mehr als 15 g freisetzen. Vgl. Schaltegger et al. 2000, 249.

<sup>229</sup>Vgl. Universität – Gesamthochschule Siegen, Fachbereich Maschinentechnik, Institut für Systemtechnik (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Datenrecherche für die Ökobilanz von Getränkeverpackungen, <http://141.99.140.157/d/ist3/download/versuch2.pdf>.

vernachlässigt werden. Werden z.B. wegen fehlender Informationen bestimmte Umwelteinwirkungen bei einer Alternative ausgeklammert, gilt dies auch bei allen anderen, sonst ist der Vergleich nicht objektiv.

Bei der Festlegung der funktionellen Einheit entsteht eine Reihe von Problemen.<sup>230</sup>

- Das erste betrifft die unterschiedlichen Gewichte der untersuchten Produkte. Beispiel sind Verpackungen für Getränke, bei denen eine Glasflasche etwa zehnmal soviel wiegt wie eine vergleichbare Kunststoffflasche.
- Zweiter Bereich sind Unterschiede in der Leistungsfähigkeit der Produkte. Z.B. Anstrichstoffe unterscheiden sich in Dauerhaftigkeit und Ergiebigkeit. Diesen Problemen kann durch eine sorgfältige Berücksichtigung der Funktion und durch geeignete Umrechnungsmethoden begegnet werden.
- Das dritte Problem sind die Funktionen, die ein Produkt neben der Hauptaufgabe erfüllt. Gerade im Verpackungsbereich haben die Produkte neben dem Transport und der Portionierung der Ware noch weitere Aufgaben wie z.B. den Schutz der Waren und die Werbung. Besonders die ästhetischen Aspekte und eine andere als die vorgesehene Nutzung (z.B. Haarspray zum Versiegeln von Oberflächen) stellen erhebliche Probleme dar. Im Sinne einer vollständigen Erfassung der funktionellen Äquivalenz sind aber auch diese schwer quantifizierbaren Aspekte zu berücksichtigen. In der Praxis der Ökobilanzierung werden sie meist vernachlässigt.
- Problematisch ist der Vergleich, wenn Produkte mit unterschiedlichen Produktpfaden verglichen werden sollen. Je mehr sich diese unterscheiden, desto schwieriger ist eine einheitliche Abgrenzung der Systeme.

### 3.9.4 Grenzwertproblematik

Die Grenzwertproblematik ist vor allem für die Ökobilanzierungsansätze aktuell, welche auf diese Grenzwerte (z.B. die Methodik der kritischen Volumina) gegründet werden. Grenzwerte sind die gesetzlich festgelegten oder empfohlenen Mengen- und Konzentrationsgrenzen unerwünschter Substanzen in den Umweltmedien.<sup>231</sup>

Mit den Grenzwerten sind die folgenden problematischen Nuancen verbunden:

---

<sup>230</sup>Vgl. Rubik et al. 1997b, 64f.

<sup>231</sup>Vgl. Schaltegger et al. 1994, 115.

- Die Grenzwerte hängen vom Entwicklungsstand der Wissenschaft und der Praxis ab. Da die menschlichen Kenntnisse über die Umwelt nicht erschöpfend genannt werden dürfen, kann der schädliche Einfluss einer Substanz überschätzt oder unterbewertet werden. Mit diesem Problem ist die Tatsache verbunden, dass die geltenden Grenzwerte nicht immer aktuell sind.
- Die Grenzwerte entsprechen den jeweiligen nationalen Umweltgesetzen, damit haben sie einen regionalen Bezug. Jedoch müssen für die volle, objektive Bewertung der Umwelteinwirkungen neben den regionalen Effekten auch die lokalen und globalen Effekte Berücksichtigung finden.
- Die Grenzwerte müssen als Durchschnittswerte angesehen werden. Deswegen können sie regionale Spitzenbelastungen bzw. sonstige Besonderheiten (wie beispielsweise geringere Selbstregenerationskapazitäten) nicht hinreichend berücksichtigen.

### 3.9.5 Allokation

Da bei den meisten Produktionsprozessen neben dem Hauptprodukt mehrere Kuppelprodukte anfallen, beziehen sich die mit einem Untersuchungsobjekt verbundenen Stoff- und Energieströme nur selten auf ein einziges Produkt.<sup>232</sup> Beispielsweise sind bei der Abfallverbrennung mit angeschlossener thermischer Nutzung die Emissionen auf die Abfallbehandlung und Energiebereitstellung aufzuteilen.

Für die Verteilung der Umwelteinwirkungen (Allokation) muss ermittelt werden, welche Anteile jedes Produkt an den einzelnen Emissionen hat. Die Allokation kann nach unterschiedlichen Gesichtspunkten erfolgen:<sup>233</sup>

- *Zurechnung nach physikalischen Größen*: Die Umwelteinwirkungen werden nach den Anteilen der einzelnen Produkte am Gewicht, Volumen, Heizwert oder ähnlichem des gesamten Outputs verteilt.

---

<sup>232</sup>Unter Kuppelprodukten werden die wirtschaftlich nutzbaren „Nebenprodukte“ verstanden, deren Herstellung nicht Ziel des Produktionsprozesses ist, vgl. Hermann et al. 1995, 252, Schmidt-Bleek 1994, 276.

<sup>233</sup>Vgl. Universität – Gesamthochschule Siegen, Fachbereich Maschinentechnik, Institut für Systemtechnik (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Datenrecherche für die Ökobilanz von Getränkeverpackungen, <http://141.99.140.157/d/ist3/download/versuch2.pdf>.

- *Zurechnung nach wirtschaftlichen Größen:* Die Zurechnung erfolgt über das Verhältnis der Preise, der Herstellungskosten oder ähnlichen Größen der einzelnen Produkte zueinander.
- *Zurechnung nach Äquivalenzprozessen:* Grundlage für die Verteilung sind hier äquivalente Prozesse, bei denen jeweils nur eines der Kuppelprodukte hergestellt wird.

### 3.9.6 Wieder- und Weiterverwendung

Falls ein zu untersuchendes Produkt wiederverwendbar oder weiterverwendbar (recyclbar) ist, hat es einige Lebenszyklen.<sup>234</sup> Dadurch entsteht eine Reihe von methodischen Problemen, die mit der Notwendigkeit der Aufteilung der gesamten Umwelteinwirkungen auf einzelne Lebenszyklen verbunden sind:<sup>235</sup>

- Eine realistische *Bestimmung der Umlaufzahl eines Produktes* (diese Zahl drückt aus, wie oft ein Teil im Schnitt wiederverwendet wird, bevor es endgültig entsorgt wird).
- *Bei der Berücksichtigung verschiedener Schritte des Lebenszyklus bei der Wiederverwendung* müssen neben Montage, Transport, Reinigung, Überholen und Umbau auch die Herstellung und Entsorgung der Teile abgeschätzt werden. Dabei sind Demontage, Aufarbeitung und Transport unabhängig von der Umlaufzahl, da sie bei jedem Umlauf anfallen. Die Herstellung und Entsorgung sind umlaufzahlabhängig; sie gehen anteilig in die Berechnungen ein.
- *An welcher Stelle im Produktpfad des Bilanzobjekts die Umwelteinwirkungen berücksichtigt werden*, spielt bei Verwendung für denselben Zweck keine Rolle, aber bei einer andersartigen Nutzung ist dies von Bedeutung. In diesem Fall ist die Demontage dem „alten“ Produkt, der Transport und Umbau dem „neuen“ Produkt zuzurechnen.

---

<sup>234</sup>Die *Wiederverwendung* ist die erneute Nutzung eines Bauteils oder des gesamten Produkts. Es kann für dieselbe Aufgabe eingesetzt werden (z.B. Verwendung eines alten Motors in einem Neu- oder Gebrauchtwagen) oder für eine andere genutzt werden (z.B. Umbau des Motors zu einem Notstromaggregat). Unter der *Weiterverwendung* bzw. Recycling versteht man die Rückgewinnung und Aufbereitung von Abfallstoffen und deren erneute Nutzung als Sekundärrohstoff. Die beim Recycling gewonnenen Sekundärrohstoffe können in der Produktion eingesetzt werden und vermindern dort den Verbrauch an Primärrohstoffen.

<sup>235</sup>In Anlehnung an Krcmar et al. 1996, 17-18, Universität – Gesamthochschule Siegen, Fachbereich Maschinentechnik, Institut für Systemtechnik (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Datenrecherche für die Ökobilanz von Getränkeverpackungen, <http://141.99.140.157/d/ist3/download/versuch2.pdf>.

- *Bei der Weiterverwendung der Produkte* wird vorgeschlagen, das Einsammeln und die Zerkleinerung der Materialien dem zu entsorgenden Produkt zuzurechnen, Transport und Aufbereitung sollen dem Produkt angelastet werden, in welches die Recyclate eingehen. Die in den Materialien gebundene Energie soll dem zu entsorgenden Produkt gut geschrieben werden, da diese in die „neuen“ Produkte eingeht oder zumindest durch Verbrennung wiedergewonnen wird.
- Von besonderem Interesse sind dabei *die Recyclingquote* und *die Qualität des Recyclats*. Besonders bei der energieintensiven Produktion (z.B. Aluminium, Glas) hat der Recyclinganteil immensen Einfluss auf das Ergebnis der Ökobilanz.

### 3.10 Neue Entwicklungen der Ökobilanzierung

#### 3.10.1 Regionalorientierte Ökobilanzen

Für die Optimierung der Ökobilanzierung bietet Böning die Konzeption der regionalorientierten Ökobilanzen (für Produkte, Betriebe usw.), der aus der regionalen Perspektive aufgestellten Ökobilanzen.<sup>236</sup> Diese Konzeption lässt die zwei Probleme überwinden, die für die meisten Ökobilanzen typisch sind:

- die Probleme, die mit den Grenzwerten verbunden sind,
- die Probleme der mangelhaften Erfassung von Komplexität der Natursysteme (die Wechselwirkungen ihrer Komponenten und die Synergien).

Der von Böning vorgeschlagene Lösungsansatz ist es, „zu Wirkungsanalyse und Bilanzbewertung Akteure, die in der Region mit Umweltschutz befasst sind, in den betrieblichen Arbeitskreis aufzunehmen“ als externe Experten und Anspruchsgruppen.<sup>237</sup>

Böning votiert außerdem für die bessere Unterstützung der Ökobilanzierung von regionaler Seite (Zusammenarbeit von Unternehmen und Administration, Informationsaustausch zwischen den Unternehmen, z.B. die Schaffung regionaler Abfall-/Rohstoffbörsen, Logistik- und Mitfahrgemeinschaftsbörsen).

Regionalausgerichtete Ökobilanzen stellen also die Anpassung der ökologischen Maßnahmen an die regionalen Besonderheiten dar. Durch direktes Gespräch mit Betroffenen

---

<sup>236</sup>Vgl. Böning 1994, 269ff.

<sup>237</sup>Vgl. dies. 1994, 270.

gewährleisten sie die Berücksichtigung des Interesses aller Akteure, die Kostensenkung der Erstellung und die Zunahme der Glaubwürdigkeit und Transparenz einer Ökobilanz.

Die vorgestellte regionalausgerichtete Ökobilanz scheint ein passender Ansatz zur Verbesserung der Ökobilanzierung sein, ohne die grundlegenden Rahmenbedingungen zu ändern und den Hauptprinzipien der Ökobilanzen zu widersprechen; sie kann folglich der Ökobilanzentwicklung zumindest neuen Impulse geben.

### 3.10.2 Raumbezogene Ökobilanzen

Ökobilanzen wurden primär zur umweltlichen Bewertung von Produkten beabsichtigt, dann wurden sie zur Bewertung von Prozessen, Betrieben und Betriebsstandorten weiterentwickelt. Aber sie können auch der Bewertung von Territorien dienen. In dieser Hinsicht sind die raumbezogenen Ökobilanzen bzw. die Ökobilanzen für die Regionen (von Landkreisen bis zu Ländern) interessant.

Nach der Auffassung vom UBA besteht das Erkenntnisinteresse bei der Ökobilanzierung von räumlichen Einheiten:

- in der Erforschung der Einflüsse menschlicher Wirtschafts- und Handlungsweisen auf räumliche Ökosysteme,
- in der Festlegung der Belastbarkeit räumlicher Ökosysteme durch anthropogene Umweltbelastungen und
- in der Entwicklung einheitlicher ökologischer Bewertungen für die Umweltbeobachtung, Umweltplanung und Umweltsanierung räumlicher Einheiten.<sup>238</sup>

Da die Funktionen (Produktion, Verbrauch, Transport, Konsum, Lebens- und Erholungsraum) der Verwaltungseinheiten bzw. der natürlichen Gebiete sich in Stoffflüssen und Energieverbrauch äußern und räumliche Auswirkungen besitzen, können sie als “Betriebe“ betrachtet und bilanziert werden.<sup>239</sup>

Das Hauptprinzip der Ökobilanzierung für Regionen basiert auf dem Konzept der Umweltindikatoren, das eine zusammenfassende Analyse und Bewertung der

---

<sup>238</sup>Vgl. UBA 1992, Anhang 7.

<sup>239</sup>Vgl. Fachhochschule Nürtingen, Arbeitsgruppe Regionale Ökobilanz Pfaffenhofen (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Regionale Informationssysteme zur Ökobilanzierung und Umweltberichterstattung, <http://www.fh-mannheim.de:2000/horizonte/lenz.html>.

Umweltsituation ermöglicht.<sup>240</sup> Die Indikatoren (z.B. Energiebedarf, Energieeffizienz, Wasser-, Flächenverbrauch, Abfallaufkommen, kritische Eintragsraten und Konzentrationen, Arteninventar, standortgerechte Landbewirtschaftung, Beeinträchtigung des Landschaftsbildes, globales Erwärmungspotential, Nachhaltigkeit der Grundwassernutzung) werden nach den vorhandenen Umweltqualitätszielen und Normen bewertet. Falls solche fehlen, müssen die Umweltindikatoren von den Bilanzierern beurteilt werden.

Aus den Bilanzergebnissen werden Schlüsse auf die Optimierungsmöglichkeiten gezogen, damit gibt eine regionale Ökobilanz wichtige Informationen für die Entscheidungsträger. Die Ökobilanzen für Regionen können das Ansehen einer Region, sowie die Motivation aller Bewohner für umweltgerechtes und nachhaltiges Wirtschaften steigern.

### 3.10.3 Computerunterstützung der Ökobilanzierung

Für die Erleichterung der Ökobilanzerstellung entstanden noch Ende der 1980er – Anfang der 1990er Jahre sowohl einzelne Module für die Vereinfachung der arbeitsintensivsten Phase einer Ökobilanz, der Sachbilanz, als auch Programmprodukte für die Erstellung ganzer Ökobilanzen. Im Weiteren wird ein Überblick der bekanntesten Softwares vorgestellt, um die Vielfalt des Angebotes an Computerprogrammen für Ökobilanzierung zu zeigen (vgl. Tab. 14).

Tabelle 14. Ökobilanzsoftware<sup>241</sup>

<i>Kurzbeschreibung der Softwares</i>	<i>Möglichkeiten im Bereich Ökobilanzierung</i>
<b>QUALIFAX</b> - die Software für das betriebliche Umweltmanagementsystem mit einem Ökobilanzmodul <b>Autor</b> - Gesellschaft für Qualitätsmanagement (GQM), Landshut, Deutschland	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Erfassung,</li> <li>• Verwaltung,</li> <li>• Auswertung der umweltrelevanten Daten (im Rahmen der Ökobilanz nach der IÖW-Systematik).</li> </ul>
<b>GEMIS</b> (Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme) - die Software für umweltbezogene Analysen und Vergleiche von Energiesystemen zur Bereitstellung von Wärme und Elektrizität <b>Autor</b> - Energieverwertungsagentur (E.V.A.), Wien, Österreich	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Datenbasis,</li> <li>• Szenario-Modul, in dem eine Vielzahl von Energie-, Stoff- und Transportprozessen miteinander verglichen werden können,</li> <li>• Analyse-Modul zur Berechnung von Szenarien und zur Darstellung von Ergebnissen.</li> </ul>

<sup>240</sup>Vgl. Heijungs et al. 1992, SRU 1994, SRU 1996.

<sup>241</sup>In Anlehnung an Dold 1996, 133-249, Gesellschaft für Qualitätsmanagement (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): GOM – Unterstützung, <http://www.gqm.de/weitereinfos/downloads/wp-oeobilanz.pdf>, Oekoradar (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Ökobilanz-Software, <http://www.oekoradar.de/de/software/unterseite17/>, Ekologik (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Software and tools, <http://www.ekologik.cit.chalmers.se/software.htm>.

<p><b>REGIS</b> – die Software für die Ökobilanzen, Energie- und Stoffstrommanagementsystem  <b>Autor</b> - Sinum GmbH, St.Gallen, Schweiz</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Systematische Erfassung und Dokumentation der erfassten Daten, Annahmen und Resultate,</li> <li>• Identifizierung und Bewertung der Belastungsquellen (nach der Methode der ökologischen Knappheit),</li> <li>• Controlling und Umweltberichterstattung.</li> </ul>
<p><b>GaBi</b> – das Software-System zur ganzheitlichen Bilanzierung, Analyse und Bewertung von lebenszyklusrelevanten Fragestellungen im Rahmen des Produktdesigns  <b>Autor</b> - Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde (IKP), Universität Stuttgart, Deutschland</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Stoff- und Energiebilanz,</li> <li>• Bilanzbewertung mit der Möglichkeit ökologische, technische und ökonomische Einflussgrößen und Bewertungsschlüssel frei zu definieren,</li> <li>• Archivierung der Daten und Ergebnisse zur Wiederverwendung.</li> </ul>
<p><b>AUDIT</b> - Stoffstrommanagement-Software und Controlling-Instrument zur Analyse von Stoff-, Energie- und Kostenströmen auf Betriebs-, Produkt- oder Prozessebene  <b>Autor</b> - AUDIT Software GmbH, Graz, Österreich</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• die Analyse von Schwachstellen und Potentialen,</li> <li>• die Überwachung, Kontrolle und Steuerung (im Sinne kontinuierlicher Produktivitätssteigerung und gesteigerter Wettbewerbsfähigkeit anhand Prozesskosten, Produktqualität und Umweltwirkung).</li> </ul>
<p><b>CUMPAN</b> (Computerunterstützte <b>um</b>weltorientierte <b>Produktbilanzierung</b>) – zur Produktökobilanzierung  <b>Autor</b> - Universität Hohenheim, Hohenheim, Deutschland</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Festlegung des Bilanzierungsziels, der Untersuchungsrahmen, der funktionalen Äquivalenz,</li> <li>• Sachbilanz (Bilanzgrenzen, Abschneidekriterien, Prozessabgrenzung, Beschreibung von Flüssen als Indikatoren, Datenmaterial),</li> <li>• Wirkungsbilanz (Wirkungskategorien, Orts- und Situationsbezug),</li> <li>• Bewertung und Schwachstellenanalyse.</li> </ul>
<p><b>SYCAT</b> - Prozess- und Umweltmanagement-Werkzeug zur durchgängigen und ganzheitlichen Unternehmensgestaltung mit den Modulen für Energie- und Stoffstrommanagementsystem und Ökobilanzen  <b>Autor</b> - Dr. Binner Consulting &amp; Software, Hannover, Deutschland</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Datenerfassung,</li> <li>• Analyse,</li> <li>• Modellierung,</li> <li>• Simulation und</li> <li>• Dokumentation.</li> </ul>
<p><b>Umberto</b> - die Software zur Erarbeitung der Grundlagen für die Betriebs-, Produkt- und Prozessökobilanzen  <b>Autor</b> - Institut für Umweltinformatik (ifu), Hamburg und Institut für Energie- und Umweltforschung (ifeu), Heidelberg, Deutschland</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Beschreibung und Berechnung der Stoff- und Energiebilanzen und der Kostenströmen mit der freien Gestaltung von Stoffstromnetzen,</li> <li>• Möglichkeiten zur Erweiterung der Datenbank.</li> </ul>
<p><b>PIA</b> – die Software zur Analyse und Verbesserung von Produkten  <b>Autor</b> - Bureau voor Mileu en Informatics (BMI), Den Haag, Niederlande</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Modellierung der Produktlebenswege (freie Definition von Materialien und Emissionen),</li> <li>• Sachbilanz mit der Möglichkeit verschiedene Szenarien zu berücksichtigen.</li> </ul>
<p><b>LCA Inventory Tool</b> – die Software für die Ökobilanzierung, incl. vergleichender Bewertung  <b>Autor</b> - Chalmers Industriteknik, Göteborg, Sweden</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Datenbasis (Materialien, Kraftstoffe, Transport und Abfälle),</li> <li>• Input-Output-Modellierung,</li> <li>• Abschätzung der umweltrelevanten Daten,</li> <li>• Graphische Darstellung der Ergebnisse.</li> </ul>
<p><b>Simapro</b> - Datenbank und Software für die Ökobilanzierung und Design von Produkten und Dienstleistungen, incl. Bewertung mehrerer Produkte  <b>Autor</b> - Pré Consultants, Amersfoort, Niederlande</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Erfassung,</li> <li>• Modellierung,</li> <li>• Wirkungsabschätzung,</li> <li>• Berücksichtigung der Allokation und</li> <li>• Monitoring der umweltrelevanten Daten.</li> </ul>

<b>ECO Pro</b> - Ökobilanzdatenbank und -software <b>Autor</b> - Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA), St. Gallen, Schweiz	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Inventardaten,</li> <li>• Bewertung (nach den Methoden der Ökofaktoren, der Ecoindicators, der CML-Methode).</li> </ul>
<b>Heraklit</b> – Ökobilanzierungssoftware für die Verpackungssysteme <b>Autor</b> - Fraunhofer Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung, München, Deutschland	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Erhebung der Inventardaten,</li> <li>• Sachbilanz.</li> </ul>

### 3.11 Kritische Würdigung der Ökobilanzierung

Bei der Ökobilanz handelt es sich um ein systemanalytisches Verfahren zur umfassenden, integrierenden, medienübergreifenden, lebenswegorientierten Erfassung und Auswertung umweltrelevanter Sachverhalte im Zusammenhang mit Produkten, Dienstleistungen, Produktionsverfahren und –standorten, sowie territorialen Einheiten. Dabei werden sowohl Rohstoffentnahmen, einschließlich der Energieträgerentnahmen, als auch Stoff- und Energieeinträge in die Umweltmedien Wasser, Luft und Boden berücksichtigt. Insgesamt erlauben Ökobilanzen eine umfassende Aussage über die Umweltrelevanz der untersuchten Systeme und sind deshalb auch optimal für den umweltbezogenen Vergleich verschiedener Verfahren geeignet.<sup>242</sup>

Seit etwa 20 Jahren werden die Ökobilanzen als eines der bedeutendsten Instrumente des Umweltschutzes betrachtet und weltweit angewendet. Einerseits werden die Ökobilanzen als eine Bewertungsmethode von Industrie, Fachkreisen und Öffentlichkeit weit akzeptiert; der Grund liegt an vielen Vorteilen, die sich hiermit ergeben:

- Die Ökobilanzierung ist ein interdisziplinäres Untersuchungsfeld, das vielseitige Aspekte der Umweltveränderung durch die menschliche Tätigkeit widerspiegelt.
- Die Ökobilanzen geben die Aussagen zur Umweltverträglichkeit von Untersuchungsgegenständen und zur Entscheidungsfindung in der Beschaffung und im Einkauf.
- Die Ökobilanzen liefern „Orientierungswissen“ zur Schwachstellenidentifizierung der Lebenswege von untersuchenden Systemen und zur Entdeckung deren Verbesserungsmöglichkeiten.

<sup>242</sup>Vgl. Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung und -technik GmbH (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Ökobilanzierung, <http://www.bifa.de/texte/projekte/okobil.html>.

Andererseits sind die Ökobilanzen auch mit vielen *Mängeln* behaftet:

- Infolge der mit der Datenerhebung gekoppelten Schwierigkeiten (zunächst erhebliche Kosten der Datenbeschaffung, fehlende Qualität, Repräsentativität und Transparenz der Daten) ist die Objektivität der Sachbilanz umstritten.
- Keine der Methoden zur Abschätzung verschiedener Umwelteinflüsse lässt alle Umweltauswirkungen wirklichkeitsgetreu berücksichtigen. Deshalb erlauben die Ökobilanzen keine abschließenden Urteile und können keine Umweltschutzprioritäten festlegen.
- Dank weitreichender Argumentationsspielräume, z.B. einer Möglichkeit die Bewertungsparameter frei auszuwählen, können die Ökobilanzen zum Teil an den Interessen und umweltpolitischen Einstellungen des Auftraggebers angepasst werden.
- Die Ökobilanzen stellen eine Bewertung eines Untersuchungsgegenstandes überwiegend nach den ökologischen Kriterien dar, indem die ökonomischen und sozialen Aspekte unzureichend oder gar nicht berücksichtigt werden.
- Die Ökobilanzen ermöglichen es nicht, Zielkonflikte und Interessendivergenzen bei der Verfolgung unterschiedlicher Umweltschutzzielsetzungen (z.B. des Produzenten, des Gesetzgebers und des Umweltverbands) auszulösen.

Wegen diesen Nachteilen erweisen sich die Ökobilanzen noch nicht als ein ideales, rationales und effizientes Instrument des Umweltschutzes. Sie sind noch nicht „reif“, um eine allein entscheidende Größe für das Entscheidungstreffen verwendet zu werden. Die Ökobilanz ist eine von mehreren umweltorientierten Bewertungsmethoden und muss nicht in jedem Fall die am besten geeignete Methode sein. Aber unter der Voraussetzung, dass die jeweiligen Annahmen begründet werden, die ihr zugrunde liegen, sind die Ökobilanzen zur ökologischen Optimierung der Produkte, Dienstleistungen usw. wohl einsetzbar. Sie sind somit bereits heute ein Element einer modernen zukunftssträchtigen Umweltpolitik. Die Bemühungen der Wirtschaft und Wissenschaft um Verreinheitlichung und Weiterentwicklung der Ökobilanzen sind grundsätzlich zu begrüßen und können diesem Instrument zu mehr Konturen und Glaubwürdigkeit verhelfen.

## 4 DIE ÖKOBILANZIERUNG IN DER RUSSISCHEN FÖDERATION

### 4.1 Vorläufer der Ökobilanzen

Um die Gesamtsituation der Schadschöpfungserfassung in Russland zu widerspiegeln, werden zunächst die in der Russischen Föderation (bzw. in der Sowjetunion) bekannten Methoden betrachtet, die Kenntnisse zu den Stoffströmen liefern können.

Zuallererst musste man *die Statistische Analyse* erwähnen, die in der ehemaligen Sowjetunion und im heutigen Russland branchenorientiert, sehr detailliert und repräsentativ war/ist. In der statistischen Analyse werden teilweise die Umweltaspekte erfasst (z.B. Ressourcen- und Energieverbrauch bei der Produktion wirtschaftlicher Güter). Ein typisches Beispiel ist noch aus den geographischen Schulbüchern bekannt: wie viele Erze, Hilfsstoffe, Energien usw. für die Produktion einer Tonne Stahl notwendig sind. Solche Informationen müssten unter anderem das Streben zum Ressourceneinsparnis wecken, aber es war viel mehr formal. So hat man den negativen Folgen der Produktion, wie Abfälle und Schadstoffemissionen nicht so viel Aufmerksamkeit geschenkt.

Obwohl die statistische Analyse als ein passender Ansatz zur Erfassung der Schadschöpfung nicht betrachtet werden kann, lieferte sie zumindest die Grundkenntnisse zu dieser Frage.<sup>243</sup>

Die mögliche Quelle der Daten zur Schadschöpfung ist *das ökologische Berichtswesen*, das alle Unternehmungen seit Ende 1980er Jahre zu führen und an die Umweltämter jährlich zu überlassen verpflichtet sind. Von den Umweltbehörden sind dafür Formulare für Schadstoffausstoße in die Luft, Abwasser, feste Abfälle, radioaktive Strahlung, Lärm usw. ausgearbeitet.<sup>244</sup> Diese Informationen werden branchen- und regionsspezifisch aggregiert und veröffentlicht.<sup>245</sup> Diese Daten werden zwar nach Schadstoffen differenziert, aber ermöglichen keine Aussagen über die ökologische Schädlichkeit einzelner erzeugten Produkte oder einzelner Produktionsstufen.

---

<sup>243</sup>Diese Methode ist nur für die homogene Produktion wie Grundstoffindustrie sinnvoll; sie erlaubt keine Beurteilung aller Schadschöpfungsstufen und fast keine Differenzierung von Stoff- und Energieflüssen nach Art und Menge. Vgl. Schaltegger et al. 1994, 61-62.

<sup>244</sup>Vgl. Haustov et al. 1999.

<sup>245</sup>Es werden jährlich von regionalen Abteilungen des Ministeriums für Naturressourcen die Umweltberichte für die einzelnen Regionen der Russischen Föderation (insgesamt 89 Gebiete, Republiken etc.), sowie ein Staatliches Umweltbericht ausgegeben, die nicht nur diese Datensätze, sondern auch deren Analyse enthalten, vgl. Ministerium für Naturressourcen der Russischen Föderation 2002b.

Die oben genannten Ansätze genügen den Bedürfnissen der Schadschöpfungserfassung nicht, da sie viele Anforderungen an Datengrundlage (Differenzierbarkeit, Vollständigkeit, Nachvollziehbarkeit usw.) nicht erfüllen können. Dank der gelieferten Informationen können aber zumindest annähernd ökologische Schwachstellen bei der Produktion vermutet und dadurch Geld und Zeit bei den Messungen von Input- und Outputstoffen und –energien erspart werden.

## 4.2 Historischer Überblick der Ökobilanzierung

Ökobilanzierung ist ein sehr junges Umweltschutzinstrument, dessen Geschichte nur 30-35 Jahre aufzählt. Den Schätzungen führender Forscher und zuständiger wissenschaftlicher Organisationen nach sind die Ökobilanzen noch am Anfang ihrer Entwicklung.<sup>246</sup> Jedoch sind die Ökobilanzen in den europäischen Ländern, sowie in den USA und Japan eine der gebräuchlichsten Abschätzungsmethoden der Umwelteinwirkungen menschlicher Produktion.

Im Unterschied zu diesen Ländern entstanden erste Ökobilanzkenntnisse und –erfahrungen in der Russischen Föderation wesentlich später, in der zweiten Hälfte 1990er Jahre.<sup>247</sup> Neue Anregung wurde der Entwicklung der Ökobilanzierung in Russland mit der Einführung erster ökobilanzrelevanter ISO-Norm 14040 im Jahre 1999 gegeben. So, während eine Ökobilanz z.B. in Deutschland auch für die Öffentlichkeit ein gängiger Begriff ist, ist die Ökobilanzierung in der Russischen Föderation auch in den Fachkreisen fast unbekannter Wissenschaftsbereich.

Obwohl die aus dem deutschsprachigen Raum stammenden Forschungen weltweit eine wichtige Rolle für die Ökobilanzentwicklung spielen, sind in Russland überwiegend englischsprachige Recherchen bekannt. Folglich werden in Russland Fachbegriffe im Bereich der Ökobilanzierung aus dem Englischen verwendet, indem sie aus dem originellen englischen Texte wörtlich ins Russische übersetzt worden sind. Beispielsweise wird für die Bezeichnung einer Ökobilanz den Begriff „Bewertung des Lebenszyklus“ verwendet.<sup>248</sup>

---

<sup>246</sup>Vgl. u.a. DIN EN ISO 14040 1997, 3. Kunhenn spricht von einer „hohen Unstrukturiertheit der augenblicklichen Ökobilanzdiskussion und -praxis“ und betont ein Missverständnis zwischen den hohen Umfeldanforderungen und –erwartungen gegenüber Ökobilanzen und ihrer tatsächlichen Leistungsfähigkeit, vgl. Kunhenn 1997, 19.

<sup>247</sup>Vgl. den Abschnitt „4.4 Übersicht über Ökobilanzforschungen“.

<sup>248</sup>Der Begriff „ökologische Bilanz“ heißt im Russischen „eine ausgeglichene Lage eines Ökosystems, eines Territoriums“. Man spricht auch über „die Verletzung der ökologischen Bilanz“ im Sinne des negativen Umwelteinflusses.

### 4.3 Ökobilanzrelevante Regelwerke

Die Russische Föderation hat mit dem Staatlichen Komitee für Standardisierung und Metrologie (GOST R) ihren Vertreter in der ISO. In Folge dieser Zusammenarbeit sind die grundlegenden internationalen Regeln zu Ökobilanzen in Form der ISO-authentischen Texte in Russland (mit Verzögerung) anerkannt worden (vgl. Tab. 15). Sonst werden keine ökobilanzrelevanten Regelwerke in der russischen Gesetzgebung figuriert.

Tabelle 15. ISO 14040ff. und GOST R ISO - Normenliste

<i>Normen ISO</i>	<i>Entsprechende GOST R ISO Normen</i> <sup>249</sup>
<b>ISO 14040</b> , Ausgabe: 1997	<b>GOST R ISO 14040</b> , Ausgabe: 1999
<b>ISO 14041</b> , Ausgabe: 1998	<b>GOST R ISO 14041</b> , Ausgabe: 2000
<b>ISO 14042</b> , Ausgabe: 2000	<b>GOST R ISO 14042</b> , Ausgabe: 2002
<b>ISO 14043</b> , Ausgabe: 2000	<b>GOST R ISO 14043</b> , Ausgabe: 2002
<b>ISO/TR 14047</b> , Ausgabe: 2003	-
<b>ISO/TS 14048</b> , Ausgabe: 2002	-
<b>ISO/TR 14049</b> , Ausgabe: 2000	-

### 4.4 Übersicht über die Ökobilanzforschungen

Die Diskussion um Ökobilanzen beginnt in Russland erst Mitte der 1990er Jahre in den Fachzeitschriften, indem die Ökobilanz-Erfahrungen in den europäischen Ländern erläutert und die Bedeutung der Betrachtung des ganzen Lebensweges eines Produktes oder eines Unternehmens betont werden.<sup>250</sup>

In diesem Abschnitt werden kurz die der Autorin bekannten, in Russland durchgeführten Forschungen im Bereich der Ökobilanzierung (Produkt- und Betriebsökobilanzen, sowie Untersuchungen zur Methodenentwicklung) betrachtet. Dieser Überblick ist zwar nicht umfassend, aber er gibt eine Vorstellung davon, wie der Stand der methodischen und empirischen Ökobilanzentwicklung ist.

Eine der ersten Arbeiten war die vergleichende ökologische Untersuchung von mehr als 50 *Autoreifentypen* von russischen und ausländischen Produzenten während deren ganzen Lebenszyklus unter dem Titel „Einwirkung der Autoreifen auf die Umwelt und auf den

<sup>249</sup>Vgl. GOST R ISO 14040 1999, dies. 2000, dies. 2002a, dies. 2002b.

<sup>250</sup>Vgl. z.B. Jusfin et al. 1997, 22ff., Borodin et al. 2004, 32f.

Menschen“ aus dem Ende der 1990er Jahre.<sup>251</sup> In dem Projekt wurden vier wissenschaftliche Institute aus dem Gebiet Moskau beteiligt.

Die Forschung hat gezeigt, dass die hohe ökologische Gefahr der Autoreifen einerseits von ihrer Herstellung und andererseits von der Schädlichkeit der chemischen Substanzen, die bei Aufbewahrung und Benutzung von Autoreifen freigesetzt werden, bedingt ist und dass verschiedene Reifenmarken sehr unterschiedliche (drei/vierfacher Unterschied) Umweltbelastungen aufzeigen. Als Referenzmaßnahmen bieten die Autoren die Einführung ökologischer Zertifizierung der Autoreifen und die verstärkte Reifenkontrolle bei deren Produktion und bei den Autoservice-Stationen.

Eine umfassende Studie zur *Ökobilanz eines Autos* („Ökologische Sicherheit der Erzeugnisse der Autoindustrie nach dem ganzen Lebenszyklus“) wurde von der Forschungsinstitut für Autos und Automotoren NAMI, Moskau, durchgeführt/publiziert.<sup>252</sup> Diese Forschung geht streng den Anforderungen der ISO-Normen nach. Es werden unter anderem Rohstoffverbrauch und Luftemissionen analysiert.

In der *Moskauer Staatlichen Technischen Universität „MAMI“* (MGTU „MAMI“) wurde eine weitere empirische Untersuchung zum Thema „Autos“ durchgeführt, in der die Umwelteinwirkungen von zwei Anlassern verglichen wurden.<sup>253</sup> Man hat zwei Lebensabschnitte der Anlasser (Produktion und Beseitigung) nach zwei Kriterien bewertet (Rohstoffverbrauch und Emissionen bei den genannten Lebenswegphasen). Die Ergebnisse wurden bis zu einer Zahl aggregiert.

Im Auftrag der Aktiengesellschaft „Soda“ hat das Forschungsinstitut für die Lebenssicherheit, Republik Baškortostan, eine „ökologisch-ökonomische Analyse“ *der Produktion vom schweren Soda* mit dem Ziel, den Lebenszyklus des Sodas zu bewerten, durchgeführt.<sup>254</sup> Es wurden die gefährlichsten Arbeitsschritte herausgefunden und Empfehlungen für die ökologische Optimierung der Sodaproduktion gegeben.

---

<sup>251</sup>Šina Plus [Autoreifen plus] (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Vozdeistvie shin na okružajuščuju sredu i čeloveka [Auswirkung von Autoreifen auf die Umwelt und den Menschen], [http://www.shinaplus.ru/a\\_vozd\\_shin.php](http://www.shinaplus.ru/a_vozd_shin.php).

<sup>252</sup>Naučno-issledovatel'skij avtomobilnyj i avtomotornyj institut [Forschungsinstitut für Autos und Automotoren] (zuletzt überarbeitet am 15.05.03): Ékologičeskaja bezopasnost izdelij avtomobilstroenija po polnomu žiznennomu ciklu [Ökologische Sicherheit der Erzeugnisse der Autoindustrie nach dem ganzen Lebenszyklus], <http://www.nami.ru/ecology/standards.htm>.

<sup>253</sup>Grafkina et al. 2004.

<sup>254</sup>Informacionnoe agentstvo „Baškortostan“ [Informationsagentur „Baškortostan“] (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Ékologičeskij menedžment kak novyj sposob rešenija ékoproblem [Umweltmanagement als ein neuer Ansatz zur Lösung von Ökoproblemen], <http://bashvest.bashinform.ru/about.php>.

Im Jahr 2001 wurde für die Zwecke geplanter Einführung des Umweltmanagementsystems bei der Aktionsgesellschaft „Orenburger Bäckerei“ (Stadt Orenburg) „eine Analyse des Unternehmenszustandes auf Grund der Daten über den Verbrauch und Schadstoffausstoßen“ nach ISO-Normen gemacht.<sup>255</sup> Zuerst wurden hier alle Produktionsschritte nach ihrer vermutlichen ökologischen Schädlichkeit in drei Gruppen eingeteilt, dann wurde diese Einteilung durch die Erstellung einer Stoff- und Energiebilanz auf Grund der gemessenen Daten geprüft. Die Gewichtung von unterschiedlichen Umweltwirkungen wurde mit der Methodik von Umweltindikatoren erzielt.

Ein wichtiges Forschungszentrum ist die *Moskauer Staatliche Bauuniversität*. Hier werden die methodischen Fragen bei der Lebenszyklusanalyse, und zwar die Gewichtskoeffizienten für die Umwelteinwirkungen erforscht.

Beispielsweise ist die Untersuchung zur *Ökobilanzierung in der Bauindustrie* von Pavlov und Stremberg zu nennen, in der die Autoren sich mit dem Ökoindikatoren-Ansatz befassen.<sup>256</sup> Schwerpunkte der Forschung sind die Festlegung von besonders schädlichen Umweltwirkungen der Bautätigkeit und Äquivalenzkoeffizienten, die Berücksichtigung der synergetischen Wirkung der Baustoffe.

Viele ökobilanzrelevante Untersuchungen leitet die *Moskauer Staatliche Technische Universität „Stankin“* (MGTU „Stankin“), Lehrstuhl für Ingenieurökologie und –sicherheit. Sie beschäftigt sich schwerpunktmäßig mit der Anwendung von Umweltindikatoren.

Im Bereich der Umwelteinwirkungen auf die Gewässer, die bei der industriellen Benutzung des Wassers entstehen, werden von MGTU die Modelle der Verunreinigungseingänge in die Umwelt, z.B. Modelle von Uferzonenevolution unter der Berücksichtigung von Wasser- und Schadstoffaustausch zwischen den Grund- und Uferanschwemmungen<sup>257</sup>, sowie die Bewertungen der Umweltwirkungen und des

---

<sup>255</sup>Vestnik Orenburgskogo Gosudarstvennogo Universiteta [Nachrichten der Staatlichen Universität Orenburg] (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Ékologičeskie voprosy v kommerčeskoj dejatelnosti predprijatija [Ökologische Fragen in der kommerziellen Tätigkeit eines Unternehmens], <http://vestnik.osu.ru/009/pdf/20.pdf>.

<sup>256</sup>Moskauer Staatliche Bauuniversität (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Primenenie informacionnyh tehnologij dlja ocenki ékologičeskoj besopasnosti stroitelnyh objektov [Anwendung von Informationstechnologien zur Bewertung von ökologischer Sicherheit der Bauobjekte], [http://www.mtu-net.ru/pavlov/Articles/Artic\\_12.html](http://www.mtu-net.ru/pavlov/Articles/Artic_12.html).

<sup>257</sup>Integrated Coastal Zone Management (ICZM) Department (zuletzt überarbeitet am 1.1.04): Ékologičeskoe upravlenie vodnymi resursami beregovoj zony [Ökologische Leitung der Wasserressourcen von Uferzonen], <http://iczm.rshu.ru/files/2000/039.doc>.

ökologischen Zustandes der Gewässer anhand der Methode der Öko-Indikatoren<sup>258</sup> ausgearbeitet.

Eine weitere Studie der MGTU ist der Adaptation der Methode von Öko-Indikatoren zu den Bedingungen Russischer Föderation am Beispiel der Maschinenbauindustrie Moskaus gewidmet.<sup>259</sup>

#### 4.5 Besonderheiten der Ökobilanzierung

Russland nimmt an den internationalen Konferenzen regelmäßig Teil und setzt deren Empfehlungen von der Verstärkung des Umweltrechts bis zu den erforderlichen Umweltschutzmaßnahmen so weit wie möglich in die Praxis um. Jedoch werden den ökologischen Erfolgen in der Russischen Föderation wegen der vielen gegenwärtigen (vor allem sozialen und ökonomischen) Probleme, Grenzen gesetzt.<sup>260</sup> Dies gilt auch für die Ökobilanzen, die zur Zeit nur sehr schwach entwickelt sind und selten erstellt werden.

Erste praktische Erfahrungen zeigen *die Hemmnisse bei der Aufstellung von Ökobilanzen*. In erster Linie wird die Ökobilanzierung wegen der *Datenerfassungsprobleme* erschwert. Dazu gehören:

- schwieriger Zugang zu den umweltrelevanten Informationen, über die verschiedene staatliche Ämter verfügen,<sup>261</sup>
- die Unlust der Unternehmen ihre ökologierelevanten Angaben offen zu legen,
- teilweise mangelhafte Repräsentativität der Datensätze wegen der möglichen Verschönerung der Informationen über Schadstoffemissionen eines Unternehmens,
- mangelhafte Differenzierung und Detaillierungsgrad der vorhandenen Informationen über die Umwelteinwirkungen der menschlichen Aktivitäten,
- fehlende Datenbanken zur Umweltauswirkung der am häufigsten untersuchter Stoffen,

<sup>258</sup>Moskauer Staatliche Technische Universität „Stankin“ (MGTU „Stankin“) (zuletzt überarbeitet am 1.1.04): Integralnaja ocenka kačestva vodnogo resursa [Integrative Bewertung der Qualität von Wasserressourcen], <http://tqm.stankin.ru/arch/n02/zasedanie3/index36.htm>.

<sup>259</sup>Moskauer Staatliche Technische Universität „Stankin“ (MGTU „Stankin“) (zuletzt überarbeitet am 15.05.03): Adaptacija metodov eco-indikatorov k uslovijam mašinostroitelnyh predprijatij goroda Moskwy [Adaptacion der Methode von Öko-Indikatoren zu den Bedingungen der Maschinenbaubetriebe Moskaus], <http://tqm.stankin.ru/arch/n02>.

<sup>260</sup>Vgl. den Abschnitt „2.3 Weshalb Russland?“.

<sup>261</sup>Diese Umweltinformationen werden in lokalen Bibliotheken gelagert, wobei nur begrenzte Zahl an Mitarbeitern entsprechende Befugnisse hat.

- großer finanzieller und zeitlicher Aufwand der eigenen Messungen.

Außerdem können folgende *Problemfelder* abgegrenzt werden, die teilweise mit den Problemen des schwachen betrieblichen Umweltengagements in der Russischen Föderation<sup>262</sup> deckungsgleich sind:

- Die möglichen Vorteile der Ökobilanzerstellung ist noch für verschiedene Nutzergruppen unklar, daher ist ihre Motivation mangelhaft.
- Es fehlt an Spezialisten, die entsprechende Kenntnisse zur Ökobilanzerstellung haben.

Unter Berücksichtigung oben genannter Aspekte und europäischer Ökobilanz-Erfahrungen können die aktuellen Möglichkeiten und Aufgaben der Ökobilanzierung in der Russischen Föderation so bezeichnet werden:

- Anhand gemeinsamer Anstrengungen von staatlichen (zunächst von Umweltämtern und vom Ministerium für Naturressourcen) und gesellschaftlichen Akteuren (vor allem von Öffentlichkeit und Umweltverbänden) müssen die potentiellen Vorzüge der Ökobilanzen aufgeklärt werden, um die Motivation zur derartigen Forschungen zu erhöhen.
- Von den zuständigen Ämtern (oder von den Unternehmen, die bereits eine Erfahrung mit den Ökobilanzen haben) müssen bzw. können Empfehlungen zur ihren Durchführung ausgelegt werden.
- Die Ökobilanzierung, als ein neues Umweltschutzinstrument, muss popularisiert werden. Hier könnte eine große Rolle die Medien spielen.
- Die öffentlichen Ökobilanz-Datenbanken in den europäischen Ländern sind auf Grund der vieljährigen von den kompetenten mächtigen Institutionen geleisteten Ermessungsarbeiten geschaffen worden. Daraus stammende Informationen sind zwar nicht für alle, sondern nur für durchschnittliche Produkte und Produktionen repräsentativ, aber sie haben es für die kleinen und mittelständischen Unternehmungen ermöglicht, Ökobilanzen zu erstellen. Deshalb ist es sinnvoll, nach dem europäischen Vorbild die Datenbanken zu bilden.

---

<sup>262</sup>Vgl. den Abschnitt „2.3.2 Ursachen des mangelhaften Umweltschutzes in Russland“.

## TEIL III: ÖKOBILANZ VON GETRÄNKEKARTONS

### 5 VERGLEICHENDE ÖKOBILANZ EINES GETRÄNKEKARTONS IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND UND IN DER RUSSISCHEN FÖDERATION

#### 5.1 Forschungsvorhaben

Mit dem Ziel, die gewonnenen Kenntnisse auf dem Gebiet Ökobilanzierung anzuwenden, liegt es nun vor, eine vergleichende Ökobilanz einer Getränkeverpackung in der Bundesrepublik Deutschland und in der Russischen Föderation durchzuführen.

Für den Vergleich wurde eine Einwegverpackung, nämlich einen polyethylenbeschichteter und aluminiumkaschierter Getränkekarton aus dem reinen Zellstoffkarton, ausgewählt.<sup>263</sup> Solche Getränkekartons werden Karton-, Tetra-, Bric-, Block-Verpackungen bzw. Verbundkartons genannt. Derartige Verpackungen können dank der besonderen Sperreigenschaften für die Verpackung von fett- und wasserhaltiger Füllgüter eingesetzt werden (z.B. von pasteurisierter Trinkmilch und Milchprodukten, Fruchtsäften und anderen stillen Getränken ohne CO<sub>2</sub> und sogar von alkoholhaltigen Getränken, wie Wein).<sup>264</sup> Hauptbereiche deren Anwendung sind Haushalte und Gewerbe (97%).<sup>265</sup>

Die Getränkekartons sind seit 1970 die quantitativ wichtigste Verkaufsverpackung am Markt kohlenstoffreier Getränke in vielen Ländern.<sup>266</sup> Verbundkartons eignen sich als Mehrwegverpackung nur sehr begrenzt. Während der Einweganteil aller Getränkeverpackungen in Jahren 1991-1998 in Deutschland ca. 26,4 - 29,9% beträgt, beträgt Einwegeanteil im Bereich der Fruchtsäfte und anderer stiller Getränke (einschließlich Milch), also im Bereich, wo zunächst Verbundverpackungen eingesetzt werden, 60,4 - 65,4%.<sup>267</sup>

Die Auswahl der zu untersuchenden Verpackung bedingen zwei Faktoren:

- Zum einen, ist diese Art der Verpackung in den beiden Ländern *weit verbreitet*.

---

<sup>263</sup>Die Verbundverpackungen bestehen aus Material, für das zwei oder mehrere Schichten aus verschiedenen Materialien zur Erzielung bestimmter Eigenschaften miteinander verbunden werden, vgl. Both et al. 1995, 19.

<sup>264</sup>Vgl. Bojkow 1989, 75.

<sup>265</sup>Vgl. Both et al. 1995, 19.

<sup>266</sup>So stieg ihr Anteil an der gesamten Abfüllmenge in der Bundesrepublik Deutschland (gemeinsam mit der sog. Hypapackung ausgewiesen) seit 1970 von 5,3% auf 45% im Jahre 1984. Unter einer Hypapackung wird eine Kartonhülle mit Kopf- und Bodenverschluss durch ein Alu- oder Kunststoff-Formteil verstanden.

<sup>267</sup>Vgl. Baum et al. 2000, 45.

- Dementsprechend wird *ein großer Anteil der gesamten Umweltverschmutzung* von Verpackungen durch diese Verpackungsart verursacht. Das bedeutet, dass es ein besonderer Bedarf an der ökologischen Optimierung dieses Bereiches besteht.

Das Forschungsvorhaben wird streng nach dem in den ISO-Normen aus der Reihe 14040ff. vorgeschlagenen Vorgehen verwirklicht. Als Muster für die Umweltwirkungsabschätzung wird die Methode der Umweltindikatoren verwendet.

## **5.2 Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens**

### **5.2.1 Festlegung des Ziels**

Die vorliegende Untersuchung zielt auf:

- die Zusammenstellung von Informationen über umweltrelevante Stoff- und Energieströme der in dem Getränkebereich „Verbundverpackung“ in der Bundesrepublik Deutschland und in der Russischen Föderation befindlichen Verpackungssystemen auf der Grundlage repräsentativer mittlerer Rahmenbedingungen und
- den Vergleich ihrer ökologischen Wirkungspotentiale.

Die Ergebnisse der Studie sollen helfen:

- die Unterschiede in den ökologischen Schwachstellen der Verpackung in beiden Ländern herauszufinden,
- die Empfehlungen einer ökologischen Optimierung von Verpackungen zu geben,
- die Unterschiede in der lebenswegorientierten Verpackungsbewertung (ferner in der Produktbewertung) in beiden Ländern aufzuzeigen, aufgrund deren Empfehlungen zur Ökobilanzgestaltung in Russland gegeben werden könnten.

### **5.2.2 Festlegung des Untersuchungsrahmens**

#### **5.2.2.1 Beschreibung des Untersuchungsgegenstands**

Gegenstand der Forschung ist ein Getränkekarton auf der Basis von Papier, das zur Steifigkeit verhilft, mit zwei zusätzlichen Schichten: einer Kunststoffschicht (bzw. einigen

Kunststoffschichten), die für die Wasserdichtigkeit sorgt, und einer Aluminiumschicht, die Luftundurchlässigkeit garantiert.

Ein durchschnittlicher Getränkekarton wiegt ca. 27,3-29,5 g und beinhaltet drei Stoffe: Karton, Polyethylen und Aluminium. Die in der vorliegenden Ökobilanz zu untersuchenden Verbundverpackung liegt innerhalb dieser Grenzen und stellt ein repräsentativer Getränkekarton dar (vgl. Tab. 16).

Tabelle 16. Zusammensetzung eines durchschnittlichen 1L-Getränkekartons und des zu untersuchenden Getränkekartons<sup>268</sup>

Packstoffe	Durchschnittswerte, g		Werte bei einem zu untersuchenden Getränkekarton, g
	nach Lundholm	nach Gottwald	
Karton	20,14	21,90	20,55
Polyethylen	5,68	6,1	7,16
Aluminium	1,50	1,5	1,58
<b>Summe</b>	<b>27,32</b>	<b>29,5</b>	<b>29,3</b>

Bei der ersten groben Einschätzung der Umweltauswirkungen von Verbundverpackungen werden folgende Aspekte herausgefunden:<sup>269</sup>

- Die Verbundverpackung als eine Einwegverpackung weist einen großen *Rohstoffbedarf* auf.
- Aufgrund der zwei- oder mehrlagigen Zusammensetzung von Verbundverpackungen ist deren *Recycling* kompliziert und aufwendig. Die Verfahren zur Verwertung aller Materialien von Verbundkartons sind nicht vorhanden (derzeit kann nur Kartonanteil, nicht aber Polyethylen- und Aluminiumanteil im nennenswerten Umfang stofflich verwertet werden).<sup>270</sup>
- In den Verpackungsmaterialien und Druckfarbe sind *Schadstoffe* (vor allem Schwermetalle und Chlor) enthalten, die erheblich zur Umweltbelastung beitragen, als Verpackungen am Ende ihres Lebenszyklus beseitigt werden.<sup>271</sup>
- Für die Verbunde ist der hohe Heizwert kennzeichnend. Daher ist Kostenfaktor bei der Behandlung in den *Müllverbrennungsanlagen* (MVA) sehr hoch.

<sup>268</sup>Angaben zu einem durchschnittlichen Getränkekarton in Anlehnung an Lundholm et al. 1985, Gottwald 1986, auch Bojkow 1989, 236. Zu Angaben zum untersuchten Getränkekarton vgl. UBA 2000c, 159.

<sup>269</sup>In Anlehnung an Both et al. 1995, 39, Golding 1992, 45-54, Kursawa-Stucke et al. 1994, 153f.

<sup>270</sup>Zu Recyclingoptionen für Verbundkartons vgl. Both et al. 1995, 87, Derkač 2004, 26f., Ewen et al. 1993, 67, Golding 1992, 52, Kopytziok 1995, 55, Kursawa-Stucke et al. 1994, 157, o.V. 2002b, 36f., Sannikov et al. 1998, 94, Woerner 1995, 31f.

<sup>271</sup>Vgl. Eder 1992, 18f., Bojkow 1989, 159.

- In Hinsicht der *Deponierung* weisen die Verbunde einen hohen Raumbedarf auf. In dem am häufigsten verwendeten Typ (Flüssigkeitskarton auf Papierbasis) ist die biologische Abbaubarkeit von Bedeutung.
- Da die Verbunde leicht, kompakt und gut stapelbar sind, schneiden sie sich bei der *Distribution* gut ab.

### 5.2.2.2 Beschreibung des betrachteten Verpackungssystems

Wird der Lebenszyklus einer Getränkeverpackung analysiert, müssen neben der Primärverpackung (Verbrauchs- bzw. Verkaufsverpackung) auch die eingesetzten Um- und Transportverpackungen beachtet werden, die alle zusammen ein zu betrachtendes Verpackungssystem bilden. Nach der Betrachtung von Verkaufsverpackungen im vorigen Abschnitt wird hier ein Überblick über sämtliche Teile des Verpackungssystems gegeben (vgl. Tab. 17).

Tabelle 17. Bestandteile eines zu untersuchenden Verpackungssystems<sup>272</sup>

Bezeichnung	Material	Maße, mm	Masse, g	Anzahl pro Versandeinheit
Getränkekarton	Karton/ Aluminium/ Polyethylen	-	29,3	864
Tray	Wellpappe	40 x 196 x 78	77,8	72
Euro-Palette*	Holz	1200 x 800 x 145	22 000	1
Stretch-Folie	Polyethylen	-	78,0	-

\* Paletten sind Mehrwegverpackungen; die angenommene Umlaufzahl ist 50.

Für die Berücksichtigung von Umwelteinflüssen aus dem Transport ist das Gewicht einer Versandeinheit von großer Bedeutung. Eine komplett gestattete Versandeinheit (eine Holzpalette, 72 Trays, 864 Getränkekartons, Umhüllungsfolie) ohne Füllgut wiegt 52,99 kg.

### 5.2.2.3 Struktur der Lebenswege

Der Lebensweg der zu untersuchenden Verpackung besteht generell aus folgenden Abschnitten:<sup>273</sup>

- Packstoffherstellung (Produktion von Karton, Holz, Polyethylen, Aluminium),

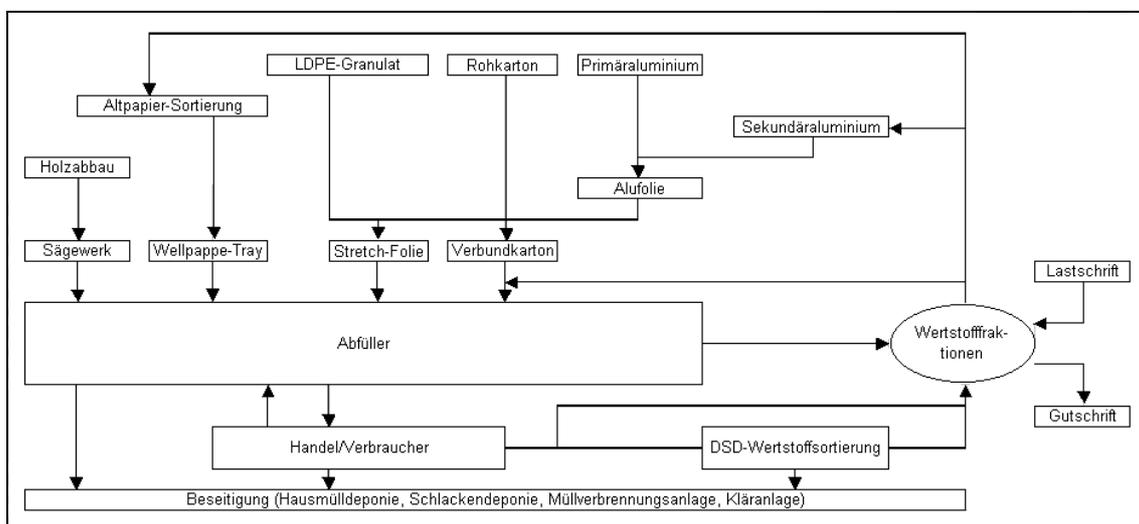
<sup>272</sup>Vgl. UBA 2000b, Anhang 2.

<sup>273</sup>Zur Beschreibung von Lebenswegsphasen der Verbundverpackung vgl. den Abschnitt „5.3.1 Beschreibung von Modulen“.

- Herstellung der Verpackung (Fertigung der Verbund- und Transportverpackung),
- Abfüllung,
- Handel und Verbrauch,
- Entsorgung (Beseitigung und Verwertung von Verpackungen und Packstoffen).

Die zu berücksichtigenden Lebenswegstufen bzw. Gruppen von Lebenswegstufen, hier Module genannt, werden in der Abbildung 14 dargestellt. Die verschiedenen Module sind miteinander durch Transporte (nicht explizit in der Abbildung ausgewiesen) verknüpft. Die Abfälle zur Verwertung, die das System verlassen, sind durch die zum Rechteck „Gutschrift“ hinggerichtete Pfeile verzeichnet. Die im System eingesetzten Abfälle zur Verwertung sind durch die Pfeile verzeichnet, die vom Rechteck „Lastschrift“ weggerichtet ist.

Abbildung 14. Schematischer Lebensweg von Verbundverpackungen<sup>274</sup>



#### 5.2.2.4 Funktionelle Einheit

Als eine Standardgröße, auf die alle Umweltwirkungen bezogen werden, wird das Verpackungssystem festgelegt, das zur Bereitstellung von 1 000 l eines Getränkes für den Verbraucher erforderlich ist. In den Datensätzen zu den einzelnen Lebenswegschritten werden produktionsspezifische Bezugseinheiten gegeben (vgl. Anhang B). Deswegen müssen alle Input- und Outputströme auf die ausgewählte funktionelle Einheit umgerechnet werden.<sup>275</sup>

<sup>274</sup>Vgl. UBA 2000b, 34.

<sup>275</sup>Vgl. den Abschnitt „5.3.2.2 Umrechnungskoeffizienten“.

### 5.2.2.5 Systemgrenzen

Es werden möglichst vollständig alle Module des betrachteten Verpackungssystems entsprechend dem in der Abbildung 14 dargestellten Modell berücksichtigt. Dadurch wird gewährleistet, dass In- und Outputs des Verpackungssystems mit Ausnahme von Sekundärrohstoffen („Abfälle zur Verwertung“), Sekundärenergieträgern, Hilfs- und Betriebsstoffen, elementare Flüsse sind, d.h. Stoffe oder Energien, die der natürlichen Umwelt entnommen bzw. an die natürliche Umwelt abgegeben werden.

Als *Abschneidekriterium* für die Berücksichtigung von materiellen und energetischen Input- und Outputströmen für jedes Modul des Lebensweges wird 1 % der Masse des gewünschten Outputs dieses Teilprozesses festgelegt. Die Summe der dadurch vernachlässigten Stoff- bzw. Energiemengen sollte pro Modul jedoch nicht größer als 5 % des Outputs betragen.

Eine besondere Aufmerksamkeit muss der Tatsache gewidmet werden, dass nur die Getränkverpackung selber, nicht aber die Verpackung mit dem Füllgut, der Untersuchungsgegenstand ist.<sup>276</sup>

*Ausnahmsweise* werden folgende Umweltaspekte *nicht berücksichtigt*:

1. Umweltaspekte im Bereich der Endverbraucher der Getränke, z.B.:
  - Emissionen und Energieverbrauch aufgrund von Transportfahrten von Händlern zu Verbrauchern,
  - Wasserverbrauch und Emissionen durch Waschvorgänge beim Verbraucher.
2. Umweltaspekte bei der Herstellung und Entsorgung der Investitionsgüter entlang der Lebenswege, z.B.:
  - Energieverbräuche und Emissionen bei der Herstellung von Verpackungsmaschinen.
3. Lärm wird in der Ökobilanz nur indirekt über die Transportkilometer erfasst. Gerüche und Radioaktivität sind nicht erfasst.
4. Umweltbelastungen aus Umfällen.

Informationen zu den zeitlichen Grenzen der Bilanzierung werden im Abschnitt „5.2.2.7 Datenherkunft und Datenqualität“ angeführt. Die Informationen zur Festlegung von

---

<sup>276</sup>Dementsprechend wird bei der Erstellung von Ökobilanz die gesamte Umweltbeeinflussung eines Moduls (besonders wichtig beim Transport) zwischen Verpackung und Füllgut aufgeteilt (Allokation nach Gewicht). Für die Ökobilanz der Verpackung muss der Anteil des Füllguts aus dem Bilanzraum herausgerechnet werden.

Systemgrenzen bei den einzelnen Lebenswegschritten sind den Beschreibungen von Modulen (Abschnitt 5.3.1) zu entnehmen.

### 5.2.2.6 Datenkategorien

In der vorliegenden Studie erfolgt mit Ausnahme von Lärm, Gerüchen, Radioaktivität und zum Teil von Flächenbedarf keine Beschränkung der Datensammlung auf spezielle Datenkategorien. Sowohl Masse- als auch Energie- und Umweltqualitätskriterien werden in die Bilanz aufgenommen. Das beschränkende Kriterium ist in der Regel die Datenverfügbarkeit.

Bei der Bilanzierung der Module werden die in der Tabelle 18 aufgeführten *Datenkategorien* verwendet. Angestrebt wurde, für jeden Prozess diejenigen Sachbilanzgrößen zu bilanzieren, die in der Wirkungsabschätzung weiter betrachtet werden können. Die Zahl der Unterkategorien, die den einzelnen Stoff- und Energieströmen entsprechen, erreicht etwa 80 für eingehende und 160 für ausgehende Ströme.

Tabelle 18. Oberkategorien bei der Zusammenstellung von Input und Outputströmen<sup>277</sup>

<i>Input</i>	<i>Output</i>
<b>Abfälle zur Verwertung</b>	<b>Abfälle</b> Abfälle zur Beseitigung Abfälle zur Verwertung Abfälle, unspezifiziert
<b>Chemische Grundstoffe</b>	
<b>Energie- und Energieträger, sekundär</b>	
<b>Kumulierter Energieaufwand (KEA)</b> (Kernkraft, Wasserkraft, fossil gesamt, unspezifiziert)	
<b>Mineralien</b>	<b>Deponievolumen</b>
<b>Naturraum</b>	<b>Emissionen in die Luft</b>
<b>Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)</b> Energieträger Nichtenergieträger	<b>Emissionen ins Wasser</b>
	<b>Energie, sekundär</b>
	<b>Mineralien</b>
Nicht zurückverfolgte ( <b>Einsatz</b> )stoffe (Betriebs-, Hilfsstoffe und sonstige Stoffe)	<b>Stoffe</b> (sonstige)
<b>Verpackungsmaterialien</b>	<b>Verpackungsmaterialien</b>
<b>Wasser</b> (Kühlwasser, Prozesswasser)	<b>Wasser</b> (Kühlwasser, Abwasser un spez., Sickerwasser)

Im folgendem werden *wichtige Einzelheiten der Datenerfassung* beschrieben:

- *Umweltbelastungen aus Transporten* werden auf Primärenergieverbrauch und Emissionen zurückgeführt.

<sup>277</sup>Vgl. UBA 2000b, 11.

- Die in den Modulen eingesetzten *Energieträger* werden bis zu den Primärenergieträgern zurückverfolgt; Verluste in der Energiebereitstellung werden berücksichtigt.
- Die *Elektrizitätserzeugung* wird mit unterschiedlichen an die Situation angepassten Modellen abgebildet.
- *Abwärme aus Verbrennungsprozessen* wird als thermische Energie unter der Datenkategorie „Sekundärenergie“ erfasst, wenn sie in weiteren Prozessen als Nutzenergie eingesetzt wird.
- *Diffuse Emissionen* werden grundsätzlich in die Bilanz aufgenommen; in der Regel liegen jedoch zu geringen Massenströmen keine Informationen vor.

Die Darstellung der energierelevanten Daten in der zugrunde liegenden Untersuchung vom UBA hat eine Besonderheit: für eine vollständige Materialbilanz werden die Energieträger als Rohstoffe im Lager über die Masse erfasst, der Heizwert der Energieträger wird parallel dazu für die Energiebilanz als Kumulierter Energieaufwand, KEA aufgelistet.<sup>278</sup> Diese „doppelte“ Bilanzierung wird in der vorliegenden Arbeit analog gemacht. Solche „doppelte“ Bilanzierung wird zur besseren Nachvollziehbarkeit bei einigen anderen Parametern verwendet, z.B. bei Deponiegasausstoßen, indem sie über Volumen und Schadstofffrachten berücksichtigt werden.<sup>279</sup>

#### 5.2.2.7 Datenherkunft und Datenqualität

Die vergleichende Ökobilanz eines Getränkekartons in der Bundesrepublik Deutschland und in der Russischen Föderation wird aufgrund der sekundären Datenquellen erstellt, und zwar der in den beiden Ländern veröffentlichten Angaben zum Themenbereich der ökologischen Verträglichkeit von Getränkeverpackungen.

Als Hauptgrundlage der Untersuchung wird eine UBA-Studie „*Ökobilanz für Getränkeverpackungen – II*“ aus dem Jahr 2000 verwendet.<sup>280</sup> Diese Studie enthält die Zusammenstellung von Stoff- und Energieströmen einer ganzen Reihe von Verpackungen für alkoholfreie Getränke und Wein (Bezugsort Deutschland, Bezugsjahr 1996), darunter auch von der Verbundverpackung. Die Ersteller dieser Ökobilanz haben ihrerseits sowohl auf geprüfte und teilweise aktualisierte Literaturangaben, als auch auf primäre Daten (in

---

<sup>278</sup>Vgl. UBA 2000c, 1.

<sup>279</sup>Darauf wird in der Modulbeschreibung hingewiesen, vgl. den Abschnitt „5.3.1 Beschreibung von Modulen“.

<sup>280</sup>Vgl. UBA 2000b (Hauptteil), sowie UBA 2000c (Materialsammlung).

Bereichen „Abfüllung“, „Distribution“ und „Umlaufzahlen“) zurückgegriffen. Die Angaben aus der Studie wurden mit anderen u.a. aktuelleren Informationen verglichen, indem Datensätze teilweise vereinfacht, teilweise mit neuen Daten ergänzt wurden.

Da die Getränkekartons sowohl in Deutschland, als auch in Russland überwiegend mittels technischer Anlagen von einem weltweit führenden Produzenten „Tetra Pak“ hergestellt werden, können diese Daten als relevante für die Verpackungsproduktion in den beiden Ländern angenommen werden.<sup>281</sup> Jedoch werden alle Umweltaspekte des Lebenszyklus einer in Russland hergestellten, verbrauchten und entsorgten Verbundverpackung mit einer eigenen Analyse untersucht. Dabei wird es vor allem auf die Informationen aus aktuellen Fachzeitschriften, Statistiken und Umweltberichten, sowie Gespräche mit den Vertretern zuständiger staatlicher Behörde zurückgegriffen. Falls Mangel an Daten entdeckt wird, werden eigene Annahmen festgelegt.

Die der Ökobilanz zugrunde liegenden *Daten sollen folgenden Kriterien genügen*.<sup>282</sup>

1. Sie sollen die Sachlage in einem festgelegten geographischen, zeitlichen und technologischen Rahmen möglichst repräsentativ widerspiegeln:
  - Der geographische bzw. räumliche Rahmen der Ökobilanz wird aufgrund vom Verbrauch der Getränke festgelegt. Es wird davon ausgegangen, dass der Verbrauch jeweils in Deutschland oder Russland statt findet. Die Herkunft der eingesetzten in- und ausländischen Verpackungen und deren Vorprodukte wird soweit wie möglich aufgrund der tatsächlichen Gegebenheiten berücksichtigt.
  - Als zeitlicher Rahmen wird in der vorliegenden Ökobilanz die zweite Hälfte der 1990er Jahre beschrieben. Alle Informationen sind in Bezug auf diesen Zeitraum oder möglichst nahe zu ihm (je nach Datenverfügbarkeit) zu ermitteln.
  - Der technologische bzw. sachliche Rahmen soll in der Regel den mittleren Stand der Technik je nach Datenverfügbarkeit widerspiegeln.
2. Sie sollen allgemein zugänglich und veröffentlichungsfähig sein, damit für die Untersuchung ein Höchstmaß an Transparenz gewährleistet ist.

Die in dieser Ökobilanz ermittelten Daten für den Lebenszyklus einer in Russland eingesetzten Verbundverpackung sollen möglichst gut den in ISO 14041 genannten Anforderungen an die Datenqualität (Genauigkeit, Vollständigkeit, Repräsentativität, Konsistenz, Nachvollziehbarkeit) genügen.

---

<sup>281</sup>Vgl. Anhang A, Teil II.

<sup>282</sup>Vgl. UBA 2000b, 12f.

#### 5.2.2.8 Allokationsverfahren

Allokationsverfahren und –kriterien werden zum einen auf Prozess-, zum anderen auf Systemebene festgelegt:

- *Prozessebene.* Bei den Modulen Abfüllung und Distribution erfolgt die Allokation der Outputs aus Kuppelprozessen in der Regel über die Masse (bei den Transporten Distribution u.a. unter Berücksichtigung der Auslastung von Transportfahrzeugen). In den weiteren Modulen wird auch der Heizwert oder der Marktwert als Allokationskriterium verwendet.
- *Systemebene.* Für den Output von Sekundärrohstoffen aus dem betrachteten System wird diesem eine Gutschrift erteilt, die dem Herstellungsaufwand der hierdurch substituierten Primärrohstoffe entspricht. Ist dagegen von einer Substitution von Sekundärrohstoffen auszugehen, wird für den entsprechenden Anteil keine Gutschrift erteilt.

#### 5.2.2.9 Methode der Wirkungsabschätzung

Zur Wirkungsabschätzung im Rahmen einer Ökobilanz ist eine Reihe von unterschiedlichen Methoden entwickelt worden.<sup>283</sup> In der vorliegenden Ökobilanz wird die Wirkungsabschätzung in Anlehnung an die vom UBA im Rahmen der Ökobilanzen für die Getränkeverpackungen I und II entwickelte Methodik gemäß den ISO-Normen 14042 und 14043 durchgeführt.<sup>284</sup> Die Beschreibung des methodischen Vorgehens bei der Wirkungsabschätzung ist dem Abschnitt „5.4 Wirkungsbilanz“ zu entnehmen.

#### 5.2.3 Festlegung der Szenarien für Verpackungssysteme in Russland

In der vorliegenden Untersuchung der Umweltrelevanz von Getränkeverpackungen werden drei Szenarien festgelegt, die sich nach ihrem räumlichen Bezug unterscheiden:

1. Bundesrepublik Deutschland - Durchschnittslage,
2. Russische Föderation – Gebiet Moskau,
3. Russische Föderation – Gebiet Tyumen.

---

<sup>283</sup>Vgl. den Abschnitt „3.8 Ansätze der Wirkungsabschätzung“.

<sup>284</sup>Vgl. DIN EN ISO 14042 2000, DIN EN ISO 14043 2000a, UBA 1995b, dass. 2000b, dass. 2000c.

Die Auswahl der zwei für Russland zu untersuchenden Szenarien ist vor allem von deren großen regionalen Unterschieden geprägt. Das zweite Szenarium (Gebiet Moskau) sollte die Situation um die Großstädte im europäischen Teil Russlands skizzieren, wo sich die meisten Ansiedlungen und Industrien befinden und das Transportnetz sehr gut entwickelt ist. Das dritte Szenarium (Gebiet Tyumen) sollte die Situation um die dünner besiedelten und industriell schwächeren Territorien wahrheitsgetreu widerspiegeln, die östlich vom Ural liegen (außer den nördlichen und fernöstlichen Gebieten). Außerdem soll der Anteil des Transportsystems an der gesamten Umweltbelastung aufgezeigt werden.

Für eine solche Szenarienauswahl spricht außerdem, dass:

- die zwei ersten Szenarien dank vergleichbarer Rahmenbedingungen (Industrialisierungsgrad, Bevölkerungs- und Infrastrukturdichte) die länderspezifischen Unterschiede zwischen Russland und Deutschland aufzeigen können,
- während die zwei letzten Szenarien die innerrussische Spannweite von Ökobilanzen aufzeigen und damit zur Glaubwürdigkeit des Vergleichs beitragen sollten.

### ***5.2.3.1 Beschreibung des Gebiets Moskau***

Das im Szenarium 2 zu betrachtende Territorium besteht aus zwei Föderationssubjekten (administrativen Einheiten der Russische Föderation): aus der Stadt Moskau (mit Sonderstatus) und aus dem Moskauer Verwaltungsgebiet (vgl. Abb. 15).

Mit einer Fläche von ca. 47 500 km<sup>2</sup> (46 000 km<sup>2</sup> - Moskauer Verwaltungsgebiet und 1 500 km<sup>2</sup> - Stadt Moskau) nimmt diese Region ca. 0,3% der Landesfläche Russlands ein. Neben der Millionenstadt und Hauptstadt Moskau (8,7 Mio. Bewohner) befinden sich hier 16 Städte, die mehr als 100 000 Einwohner haben.<sup>285</sup> Insgesamt leben im Gebiet etwa 15,5 Mio. Menschen (ca. 10,7% der Bevölkerung Russlands).

Dieses Territorium ist durch die höchste Bevölkerungsdichte, Industriekonzentration und Infrastrukturdichte in Russland charakterisiert. Im Gebiet Moskau sind insbesondere chemische Industrie, Metallurgie, Maschinenbau, Baumaterialien-, Elektrotechnik-, Textil- und Lebensmittelindustrien, entwickelt.

---

<sup>285</sup>Vgl. Ministerium für Umweltschutz und Naturressourcen der Russischen Föderation, Russische ökologische föderale informationelle Agentur 1996, 8 und 291.

### 5.2.3.2 Beschreibung des Gebiets Tyumen

Als Gebiet Tyumen können verschiedene Regionen bezeichnet werden. Offiziell besteht Gebiet Tyumen aus drei Föderationssubjekten: dem Autonomen Bezirk der Chanten und Mansen, dem Autonomen Bezirk der Jamal-Nenzen und der südlichen Zone bzw. dem Süden des Gebiets Tyumen, der oft allein „Gebiet Tyumen“ genannt wird. Auch in der vorliegenden Arbeit wird der südliche Teil des gesamten Gebietes Tyumen unter dem Namen „Gebiet Tyumen“ betrachtet (vgl. Abb. 15).

Die Fläche des im Szenarium 3 zu betrachtenden Territoriums beträgt 162 000 km<sup>2</sup> bzw. 0,9% der Landesfläche Russlands, hier wohnen ca. 1,3 Mio. Menschen (etwa 0,9% der Bevölkerung Russlands).<sup>286</sup> Die wichtigsten Wirtschaftszweige sind Petrochemie, Maschinenbau, Holzverarbeitung, Leicht- und Lebensmittelindustrie.

### 5.2.3.3 Vorgehensweise bei der Datenerfassung

In der vorliegenden Ökobilanz wird der Lebensweg von Verbundverpackungen unter Berücksichtigung von regionsspezifischen Gegebenheiten betrachtet. Im Prinzip wird hierbei eine hypothetische, jeweils für drei Szenarien „typische“ bzw. „durchschnittliche“ Verbundverpackungsproduktion bilanziert.

Der Lebensweg jedes Produktes ist sehr kompliziert - sowohl vertikal (nach Lebenswegabschnitten), als auch horizontal (nach territorialen Besonderheiten).<sup>287</sup> Deswegen müssen unwillkürlich bei der Ökobilanzerstellung viele umweltrelevante Kenngrößen vereinfacht werden. An dieser Stelle wird angesprochen, welches die grundsätzlichen Prinzipien der Zusammenstellung der Stoff- und Energieströme sind.

Zum einen soll dem Unterschied zwischen der Bundesrepublik Deutschland und der Russischen Föderation Rechnung getragen werden. Mit diesem Ziel werden schwerpunktmäßig diejenigen Aspekte in Betracht genommen, die in besonderem Maße mit Getränkekartons verbundene Stoff- und Energieströme beeinflussen könnten (vgl. Tab. 19).

Zum anderen sind Unterschiede innerhalb der Russischen Föderation oft gravierend. Besonders große Schwierigkeiten stellt die Modellierung dieser Lebenswegstufen bzw. dieser Module in Szenarien 2 und 3 dar, deren Hauptprodukte im betrachteten Gebiet in der Tat

---

<sup>286</sup>Vgl. dies. 1996, 425.

<sup>287</sup>Vgl. den Abschnitt „5.2.2.3 Struktur der Lebenswege“.

nicht hergestellt werden. Die Art und Weise, wie in solchen Fällen die Annahmen gemacht werden, können am Beispiel der Trayproduktion abgebildet werden.

Tabelle 19. Unterschiedsfaktoren

<i>Unterschiedsfaktoren und relevante Lebenswegstufen</i>	<i>Umweltfolgen</i>
<b>1. Rohstoffe</b>	
<b>Altpapiereinsatz</b> (Herstellung von Verbundverpackung und Wellpappe)	Durch Altpapiereinsatz schneiden Primärrohstoffverbrauch, Naturraumbeanspruchung und Emissionsparameter günstiger ab.
<b>Sekundäraluminiumeinsatz</b> (Primär- und Sekundäraluminiumschmelze, Herstellung von Aluminiumfolie)	Durch einen extrem hohen Energieaufwand und enormen Kühlwasserverbrauch der Primäraluminiumschmelze werden Energie- und Rohstoffverbrauch beeinflusst.
<b>Umweltverträglichkeit des Holzabbaus</b> (Stammholzproduktion, Rohkartonherstellung)	Die mit dem Holzabbau verbundene Naturraumnutzung beeinflusst in erster Linie den Boden- und Waldzustand.
<b>2. Produktionsverfahren</b>	
<b>Papierbleiche</b> (Herstellung von Rohkarton)	Durch die Verwendung der chlorhaltigen Bleichmittel steigt die Menge der toxischen Chlorkohlenwasserstoffe im Abwasser an.
<b>3. Beseitigung</b>	
<b>Packstoffverwertung</b> (Erfassung und Sortierung von Packstoffen)	Durch Verwertung werden zum einen sekundäre Rohstoffe gewonnen und zum anderen Umweltwirkungen bei der Beseitigung eingespart.
<b>Verpackungsbeseitigung</b> (Abfallverbrennung und -ablagerung)	Verschiedene Beseitigungsverfahren schneiden hinsichtlich der Emissionen, des Naturraumverbrauchs und energetischer Charakteristiken unterschiedlich ab.
<b>4. Transporte</b>	
<b>Qualität des Dieselmotors und Motortyps</b> (alle Transporte zwischen einzelnen Modulen und Warendistribution zum Verbraucher)	Von der Zusammensetzung des Brennstoffes und den ökologischen Charakteristika des Motors hängen die Luftemissionen ab.
<b>Distributionslogistik</b> (Warendistribution zum Verbraucher)	Durch die vollständige Ausnutzung der Raumkapazität von Fahrzeugen und die Vermeidung von „leeren Fahrten“ werden Umwelteinwirkungen beim Transport wesentlich beeinflusst.
<b>Transportentfernung</b> (alle Transporte zwischen einzelnen Modulen und Warendistribution zum Verbraucher)	Durch größere Transportwege steigen sämtliche Umwelteinwirkungen beim Transport an.

Im Umkreis von ca. 600 km Entfernung von Grenzen des Gebiets Tyumen gibt es kein Wellpappeproduzent.<sup>288</sup> Das heißt, die Getränkekartons werden in Wellpappetrays verpackt, die in weit entfernten Regionen hergestellt werden. Hierbei wird die Trayproduktion an sich nach durchschnittlichen Parametern für Russland bilanziert. Hinzu kommt die spezifische Transportstrecke „Region-Produzent - Gebiet Tyumen“.

Die Hauptregel der Modulierung ist es, soweit wie möglich ortsspezifische Daten zu verwenden. Falls keine regionsspezifischen Informationen vorliegen, sollte eine Durchschnittslage in Russland abgeschätzt werden.

<sup>288</sup>Vgl. den Abschnitt „5.3.1.3.5 Wellpappeproduktion in Szenarien 2 und 3“.

## 5.3 Sachbilanz

### 5.3.1 Beschreibung von Modulen

In diesem Abschnitt werden zum einen die grundsätzlichen Informationen über die Bestandteile des Verpackungslebensweges, einschließlich der Angaben zu Datenherkunft und Datenrepräsentativität, Art der Berücksichtigung von Energiebereitstellung und Transporten usw. aufgeführt. Die zusätzlichen Informationen zum Lebensweg von Verbundverpackungen werden im Anhang A angegeben. Zum anderen werden hier die Anmerkungen und Annahmen zu den abzuschätzenden Modulen gemacht. An dieser Stelle wird zunächst die Struktur von Modulbeschreibungen erläutert, wobei gegebenenfalls Unterschiede nach Szenarien gezeigt werden (vgl. Tab. 20).

*Tabelle 20. Inhalt der Modulbeschreibungen*

1. Funktionale Einheit	Die Stoff- oder Energiemenge, auf die alle In- und Outputs in der Originalquelle bezogen werden.
2. Lage in der Produktionskette	Die Aufzählung von Modulen, die über eine lineare Input-/Outputbeziehung mit dem betrachteten Modul verkoppelt sind.
3. Wichtige Inputs	Ausgewählte Materialien- und Energieströme, die in den eingrenzenden Produktionsmodulen weiterverfolgt werden müssen.
4. Wichtige Outputs	
5. Beschreibung des Moduls	Informationen zum betrachteten Produktionsschritt.
6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung	Informationen darüber, ob und wie Energie- und Transportvorgänge einbezogen werden.
7. Berücksichtigung von Transporte	
8. Bezugsort	Informationen zum Datenrelevanz.
9. Bezugsjahr	

Die Zusammenfassung von eingehenden bzw. ausgehenden Stoff- und Energieströmen, die eine Grundlage für die Wirkungsabschätzung bilden, ist dem Anhang B zu entnehmen.

Alle Durchschnitts- bzw. Mittelwerte wurden ohne Berücksichtigung von Mindest- und Höchstwerten in der Datenreihe errechnet.

In Abschnitten, die die Modellierung des Verpackungslebensweges in der Russischen Föderation angehen, werden oft ökonomische Zonen genannt, die mit den administrativen Bezirken nicht übereinstimmen. Deswegen wird anfänglich eine Karte der ökonomischen Regionen Russlands angegeben (vgl. Abb. 15).

Abbildung 15. Ökonomische Zonen Russlands



### 5.3.1.1 Vorketten

Zu den Vorketten gehören folgende Produktionsstufen:

- Modul 1 - Primäraluminiumschmelze,
- Modul 2 - Sekundäraluminiumschmelze,
- Modul 3 - Stammholzproduktion.

#### 5.3.1.1.1 Primär- und Sekundäraluminiumschmelze im Szenarium 1

Die Herstellung von *Primäraluminium* wurde Anfang der 1990er Jahre von der European Aluminium Association (EAA) untersucht. Die Datensätze wurden aufgrund der Analyse von wichtigsten europäischen Aluminiumproduzenten 1991-1992 erhoben und 1994 aktualisiert. Das Ergebnis ist für in Europa produziertes Aluminium repräsentativ.<sup>289</sup>

In der EAA-Studie sind die Umweltauswirkungen aus der Bereitstellung des elektrischen Stroms nicht enthalten. Da die Schmelzelektrolyse einen bilanzbestimmenden Teilprozess darstellt, ist die Strombereitstellung ein sensibler Faktor. Sie wurde nachträglich vom UBA mit einem Strommix erfasst, der in Diskussionen mit dem Gesamtverband der deutschen Aluminiumindustrie e.V. (GDA) festgelegt wurde und die Herkunft von Aluminium berücksichtigt (vgl. Tab. 21).<sup>290</sup>

<sup>289</sup>Vgl. UBA 2000b, 58.

<sup>290</sup>Vgl. UBA 2000b, 59, UBA 2000c, 38.

Der Datensatz liegt in einer aggregierten Form vor. Er beinhaltet die Gewinnung und Aufbereitung der Rohstoffe und der Primärenergieträger von der Erzeugung der Energie bis hin zur Anlieferung der Barren beim Halbzeugfertiger.<sup>291</sup>

Tabelle 21. Beschreibung des 1. Moduls „Primäraluminiumschmelze“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Primäraluminium
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Der Datensatz beschreibt die Herstellung von Primäraluminium aus Rohstoffen. Die Aluminiumbarren werden zur Aluminiumfolie 7-12 micron weiterverarbeitet (Modul 4). Der Modul enthält Gutschrift für Sekundäraluminium.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	-
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Aluminiumbarren (Hauptprodukt), Aluminiumabfälle
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Der Datensatz umfasst folgende Herstellungsschritte: <ul style="list-style-type: none"> <li>• die Gewinnung und Aufbereitung der Rohstoffe (Bauxit, Steinsalz, Kalk usw.),</li> <li>• den Energieeinsatz von Primärenergieträger, wie Heizöl, Steinkohle, Erdgas und Dieselkraftstoff, inkl. ihrer Vorkette,</li> <li>• die Herstellung von Zwischenprodukten (Tonerde, Anoden, Aluminiumfluorid usw.),</li> <li>• die Herstellung von Barren aus Primäraluminium (Schmelzflusselektrolyse und Aluminiumguss),</li> <li>• die Anlieferung der Barren beim Aluminiumfoliefertiger.</li> </ul>
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Thermische Energie einbezogen, als Primärenergieträger ausgewiesen.</li> <li>• Der Primärenergieverbrauch des deutschen Marktes wurde im Jahr 1994 zu 77% durch Importe gedeckt.</li> <li>• Kraftwerksmix für die Bereitstellung der elektrischen Energie in die Bilanz als folgt eingeführt (es wird berücksichtigt, dass 60% des Primäraluminiums im europäischen Markt selbst erzeugt und die übrigen 40% weltweit importiert werden): <ul style="list-style-type: none"> <li>Wasserkraft – 50,8%</li> <li>Kernkraft - 15,0%</li> <li>Steinkohle – 25,6%</li> <li>Erdgas – 6,4%</li> <li>Erdöl – 2,2%</li> </ul> </li> </ul>
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vorketten Transporte für Rohstoffe und Energieträger enthalten.</li> <li>• Transport zum Walzwerk enthalten (100 km Bahntransport, Dieselkraftstoff und 300 km Binnenschiff).</li> </ul>
<b>8. Bezugsort</b>	<i>In Szenarien 1, 2 und 3</i> – Europa
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>In Szenarien 1, 2 und 3</i> – 1994

Bei den *Sekundäraluminiumschmelzen* werden in einem Schmelzofen aus lackiertem Schrott (z.B. aus Produktionsresten von Primäraluminiumschmelzen, Resten der Weiterverarbeitung von Aluminiumbarren zu Halbzeugen, Post-Consumer-Material) Aluminiumbarren verschmolzen. Es wird ein Teil des Aluminiumschrotts nach Deutschland importiert, jedoch wird etwa die gleiche Menge von Deutschland exportiert, sodass die Import-Export-Bilanz ausgeglichen ist. Durch Vermeidung des elektrolytischen

<sup>291</sup>Vgl. UBA 2000c, 40f.

Aufschmelzens der Rohstoffe werden nach Angaben der EAA 95% der zur Gewinnung von Aluminiumbarren einzusetzenden Energie gespart.<sup>292</sup>

Die Datensätze für das Umschmelzen von Aluminiumschrott stammen aus Erhebung der Deutschen Aluminiumindustrie und beziehen sich auf die Recyclingsöfen für lackierte Schrotte mit Rauchgasreinigungssystemen (vgl. Tab. 22).<sup>293</sup>

Tabelle 22. Beschreibung des 2. Moduls „Sekundäraluminiumschmelze“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Sekundäraluminium
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Die Sekundäraluminiumschmelze stellen eine Vorkette der Herstellung von Aluminiumfolien (Modul 4) dar. Beim Sekundäraluminiumschmelz werden u.a. Aluminiumabfälle aus den Modulen 2 und 12 eingesetzt.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	Sekundäraluminium (Gut-/Lastschritt)
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Aluminiumbarren (Hauptprodukt)
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Das Prozess umfasst das Aufschmelzen der Aluminiumschrotte bis zum abkühlten Barren aus Sekundäraluminium, inkl. der notwendigen Rauchgasreinigung. Im Datensatz sind die Verbräuche an Materialien und die direkten Prozessemissionen enthalten.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Thermische Energie (als Primärenergieträger) einbezogen, Förderung der thermischen Energieträger nicht enthalten.</li> <li>• Bereitstellung der elektrischen Energie nicht enthalten.</li> </ul>
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vorketten der Transporte für thermische Energieträger enthalten.</li> <li>• Transport zum Aluminium-Walzwerk enthalten (25 km LKW-Transport, LKW-Typ 3 (&gt;20t)).</li> </ul>
<b>8. Bezugsort</b>	<i>In Szenarien 1, 2 und 3</i> – Europa
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>In Szenarien 1, 2 und 3</i> – 1992

### 5.3.1.1.2 Primär- und Sekundäraluminiumschmelze in Szenarien 2 und 3

Der Aluminiumschmelz, sowohl primärer als auch sekundärer, spielt in der vorliegenden Ökobilanz nur insofern eine Rolle, als dass er die Rohstoffe (Aluminiumbarren) für die anschließende Aluminiumfolienherstellung liefert. Bei der Input- und Outputzusammenstellung der Aluminiumfolienerzeugung in der Russischen Föderation, Szenarien 2 und 3, wird angenommen, dass der Datensatz vom UBA auch für Russland als repräsentativ behandelt werden kann, da Aluminiumfolien für Getränkeverpackungsproduktion aus Europa nach Russland importiert werden.<sup>294</sup>

Daher sollen bei der Erstellung eines Modells von Aluminiumschmelzen die Datensätze in die Bilanz einbezogen werden, die Gewinnung und Aufbereitung der Rohstoffe für Aluminiumfolienherstellung innerhalb Europas beschreiben. Das heißt, die Datensätze für Primär- und Sekundäraluminiumschmelze werden für die Szenarien 2 und 3 unverändert nach

<sup>292</sup>Vgl. dass. 2000c, 34.

<sup>293</sup>Vgl. dass. 2000c, 36.

<sup>294</sup>Vgl. den Abschnitt “5.3.1.2.6 Herstellung von Alufolie in Szenarien 2 und 3”.

Szenarium 1 übernommen (vgl. Tab. 21, 22). Im Unterschied zum Modul „Herstellung von Alufolie“ ist hier auch die Berücksichtigung spezifischer Transportwege nicht erforderlich.

#### *5.3.1.1.3 Berücksichtigung des Holzeinsatzes*

Der Einsatz von Holz beschränkt sich im Rahmen dieser Ökobilanz neben der Verwendung als Rohstoff für die Papier- und Pappeindustrie auf den direkten Einsatz als Industrieholz zur Fertigung von Holzpaletten.<sup>295</sup> Holz stellt einen nachwachsenden Rohstoff dar. Sein Aufkommen ist zwar begrenzt (in der zeitlichen Dimension), jedoch kann das Holz bei der Ökobilanzierung nicht als eine endliche Ressource angesehen und durch seinen Verbrauch charakterisiert werden. In der vorliegenden Arbeit werden Holzrohstoffen in allen relevanten Modulen über Naturraumverbrauch erfasst.

Der Flächenverbrauch zur Charakterisierung vom stofflichen Einsatz des Holzes muss den ökologischen Zustand der Fläche berücksichtigen. Zu diesem Zweck kann die UBA-Methode zur Bewertung des „Natürlichkeitsgrades“ von Naturräumen eingesetzt werden, die im Rahmen der Ökobilanz für graphische Papiere für Bewertung von Waldökosystemen spezifiziert wurde.<sup>296</sup>

Nach dieser Methode können alle Naturräume nach sieben Natürlichkeitsklassen eingestuft werden. Zur Abschätzung der Flächenqualitäten dienen drei Kriteriengruppen, die entweder den aktuellen Zustand (Status Quo, SQ), oder das aktuelle Handeln (AH) beschreiben (vgl. Tab. 23). Für jedes Kriterium muss eine Note auf einer Skala aus fünf Klassen angegeben werden, die Klasseneinteilung muss dabei den klimatischen Waldzonen angepasst werden (z.B. mittlere oder boreale Wälder).

Anschließend werden drei Mittelwerte (jeweils für eine Kriteriengruppe) gebildet werden. Die Kriterien 1, 4, 6, 9 und 19 (in der Tab. 23 fett gedruckt) sollen wegen ihrer Bedeutung als ökologisch besonders intensive Eingriffe doppelt gewichtet in die Mittelwertberechnung einbezogen werden.

---

<sup>295</sup>Vgl. dass. 2000b, 62.

<sup>296</sup>Vgl. dass. 2000b, 156ff., dass. 2000d, 38ff. Zu den sogenannten „Natürlichkeitsgraden“ vgl. auch Häusler et al. 2002, 25ff., Hofmann et al. 2000, 83ff.

Tabelle 23. Kriterienraster zur Bewertung der Flächenqualitäten<sup>297</sup>

Kriteriengruppen	Kriterien
Naturnähe des Bodens	<b>1. Umfang und Intensität der gegenwärtigen Bodenverarbeitung (AH)</b>
	2. Wegedichte der LKW-fähigen Wege (SQ)
	3. Umfang und Intensität von Kalkung und Düngung (AH)
	<b>4. Umfang und Intensität des Pesticideinsatzes (AH)</b>
	5. Umfang der Bodenverarbeitung und Stoffzufuhr in der Vergangenheit (SQ)
	<b>6. Gegenwärtiger Umgang mit „Alten Waldstandorten“ (AH)</b>
	7. Umfang und Intensität von Entwässerungsmaßnahmen (AH)
Naturnähe der Waldgesellschaft	8. Anteil an Baumarten des Sukzessionsmosaiks der natürlichen Waldgesellschaft (SQ)
	<b>9. Anteil naturnaher Anbauten der Baumarten (AH)</b>
	10. Relative Baumartenvielfalt, bezogen auf die natürliche Waldgesellschaft (SQ)
	11. Anteil der vertikalen und horizontalen Strukturvielfalt (SQ)
	12. Ausdehnung und angepasste Menge des Totholzvorrats (SQ)
Naturnähe der Entwicklungsbedingungen	13. Umfang mit vorhandener ökosystemischer Kleinstrukturen (SQ)
	14. Anteil der Spontanität der Baumartenverjüngung (SQ)
	15. Art und Umfang der Walderneuerung (AH)
	16. Art und Umfang der Spontanität der Vegetationsentwicklung (SQ)
	17. Art und Intensität der Pflegeangriffe (AH)
	18. Umfang massiver Eingriffe in die Vegetationsentwicklung in der Vergangenheit (SQ)
	<b>19. Art und Intensität der Endnutzung (AH)</b>
	20. Art des Umgangs mit zufälligen Entwicklungen, z.B. Windwurf, Schneewurf (AH)

Die Mittelwerte für drei Kriteriengruppen werden in Buchstaben ausgedrückt: A (1,0-1,6), B (1,7-2,5), C (2,6-3,4), D (3,5-4,2), E (4,3-5). Danach kann entsprechend der Tabelle 24 die Zuordnung von untersuchten Flächen in das Schema der Natürlichkeitsklassen überführt werden.<sup>298</sup>

Tabelle 24. Einstufung der Flächenqualitäten<sup>299</sup>

Klasse I (Urwald)	Keinerlei forstliche oder sonstige Nutzung
Klasse II (naturnahe forstwirtschaftliche Nutzung)	Alle drei Naturnähearten in A oder B
Klasse III (bedingt naturnahe forst- und landwirtschaftliche Nutzung)	a) Mindestens eine Naturnäheart in A oder B und keine in D oder E b) Drei Naturnähearten in C
Klasse IV (halbnatürliche forst- und landwirtschaftliche Nutzung)	Wenigstens eine Naturnäheart in D oder E
Klasse V (bedingt naturferne forst- und landwirtschaftliche Nutzung)	Alle drei Naturnähearten in D oder E
Klasse VI (naturferne landwirtschaftliche Nutzung, Intensivwirtschaft)	Intensivwirtschaft
Klasse VII (langfristig versiegelte oder degradierte Flächen)	Langfristig versiegelte oder degradierte Flächen

<sup>297</sup>Vgl. UBA 2000b, 157.

<sup>298</sup>Fünf Natürlichkeitsklassen (Klassen I bis V) entsprechen verschiedenen Waldflächenqualitäten und werden zur Bewertung vom stofflichen Einsatz des Holzes einbezogen (Module „Stammholzherstellung“, „Herstellung von Rohkarton“ und „Herstellung von Wellpappe“). Die Klasse VII wird zur Beschreibung des Flächenverbrauchs in Modulen „Hausmülldeponie“ und „Schlackendeponie“ verwendet.

<sup>299</sup>Vgl. UBA 2000c, 158.

#### 5.3.1.1.4 Stammholzherstellung im Szenarium 1

Der relevante Datensatz wurde im Rahmen der UBA-Ökobilanz graphischer Papiere auf der Basis von aktueller Literatur und Fachgesprächen erarbeitet.<sup>300</sup> Er umfasst die Aufwendungen für den Anbau und die Ernte des Holzes in deutschen Wäldern bis zum Abtransport aus dem Wald (vgl. Tab. 25).<sup>301</sup> Als Ressource für den Waldabbau wird der in Anspruch genommene Naturraum betrachtet. In der Sachbilanz drückt sich dies in Form eines Inputs von Flächen mit unterschiedlicher Qualität aus (vgl. vorherigen Abschnitt).

Tabelle 25. Beschreibung des 3. Moduls „Stammholzherstellung“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Stammholz (Fichte/Kiefer)
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Der Datensatz beschreibt die Herstellung von Stammholz aus Nadelwäldern in Deutschland. Stammholz wird beim Sägewerk für Palettenproduktion (Modul 9) und als Gutschrift für Palettenproduktion verwendet.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	-
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Stammholz (Hauptprodukt)
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Holzproduktion aus einer Kombination der vier Waldbaustrategien: Maximierung, Substanz-Optimierung, Nutzungsoptimierung und Aufwandsoptimierung wird berücksichtigt. Der Datensatz umfasst Bestandsvorbereitung, Bestandsbegründung, Kulturpflege, Jungwuchspflege, Läuterung, Durchforstung und Ernte, sowie die Förderung und Aufbereitung der Energieträger.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	Maschinenarbeitsstunden im Subnetz enthalten
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Rückarbeiten bis zum Abtransport durch LKW enthalten
<b>8. Bezugsort</b>	<i>Im Szenarium 1</i> – Bundesrepublik Deutschland <i>Im Szenarium 2</i> – Gebiet Moskau <i>Im Szenarium 3</i> – Gebiet Tyumen
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>In Szenarien 1, 2 und 3</i> – 1995

#### 5.3.1.1.5 Stammholzherstellung in Szenarien 2 und 3

Das benötigte Holz wird in den meisten Regionen Russlands abgebaut. In der zentralen ökonomischen Zone (u.a. Gebiet Moskau) werden 12% des Stammholzes Russlands hergestellt.<sup>302</sup> Das Rohstoffbedürfnis wird etwa zu 70% durch Holzbereitstellung innerhalb dieses Territoriums gedeckt. Der Rest kommt aus dem Norden des europäischen Teils Russlands. In der ökonomischen Zone Westsibirien (u.a. das Gebiet Tyumen) beträgt die Schnittholzproduktion ca. 9% von der gesamten Produktion in Russland. Dabei werden zu

<sup>300</sup>Vgl. dass. 1998.

<sup>301</sup>Vgl. dass. 2000c, 134f.

<sup>302</sup>Vgl. Abb. 33.

etwa 70% eigene Holzressourcen in Anspruch genommen, zusätzliche 30% werden aus Ural-Regionen geliefert.<sup>303</sup>

Bei der Zusammenstellung von Stoff- und Energieströmen in Szenarien 2 und 3 wird zunächst die *Naturraumbeanspruchung* ermittelt.<sup>304</sup> Der ökologische Zustand der Waldflächen wird zum Teil nach den Angaben der Inventur bewaldeter Territorien Russlands beurteilt, die 1999–2002 durchgeführt wurde. Hierbei wurden *Urwälder (Klasse I)*, andere unveränderte Ökosysteme (Moore, Steppen), sowie durch Brände und anthropogene Eingriffe veränderte Wälder unterschieden (vgl. Übersichtskarten für betroffene Gebiete im Anhang D).<sup>305</sup>

Der durchschnittliche Anteil von Urwäldern in Gebieten, die Rohstoffe für die Schnittholzherstellung liefern, wurde nach spezifischen Urwaldflächen berechnet. Dabei wurde die Bedeutung relevanter Gebiete als Holzquellen berücksichtigt. Der gewichtete Mittelwert, der die ganze Fläche von Urwäldern in den zwei Holzeinschlagzonen (für zwei Szenarien) repräsentiert, beträgt 7,4% im Szenarium 2 und 13% im Szenarium 3 (vgl. Tab. 26, 27). Jedoch dürfen ca. 15,7% der Wälder Russlands, z.B. Wälder in Wasser- und Bodenschutzgebieten, Naturreservaten, Vororten großer Städte, nicht abgeholzt werden.<sup>306</sup> Durch die Subtraktion dieses Anteiles wurden die Mittelwerte korrigiert (somit betragen die Waldflächen der Klasse I **6,2%** im Szenarium 2 und **11%** im Szenarium 3).

Tabelle 26. Urwälderflächen bei der Stammholzherstellung im Szenarium 2<sup>307</sup>

<i>Europäischer Norden</i>	<i>Holzeinschlag-%</i>	<i>Urwaldfläche-%</i>	<i>Index</i>	<i>Mittelwert</i>
Gebiet Archangelsk	45,8	25,6	0,3	3,5
Gebiet Vologda	17,1	0,2	0,3	0,0
Republik Karelien	18,5	4,6	0,3	0,3
Republik Komi	17,8	31,7	0,3	1,7
Gebiet Murmansk	0,8		0,3	0,0
<b>Summe</b>	<b>100</b>			<b>5,5</b>
<i>Europäisches Zentrum</i>	<i>Holzeinschlag-%</i>	<i>Urwaldfläche-%</i>	<i>Index</i>	<i>Mittelwert</i>
Gebiet Brjansk	5,6	0,0	0,7	0,0
Gebiet Wladimir	11,4	0,0	0,7	0,0
Gebiet Iwanowo	5,2	0,0	0,7	0,0

<sup>303</sup>Vgl. o.V. 2001b.

<sup>304</sup>Vgl. den Abschnitt „5.3.1.1.3 Berücksichtigung des Holzeinsatzes“.

<sup>305</sup>Vgl. Aksenov et al. 2002. Unter einem Urwald bzw. einer nicht bewaldeten wohlbehaltenen Naturfläche werden hier ganzheitliche Naturflächen der Waldzone mit der Fläche ab 50 000 ha verstanden, innerhalb derer es keine festen Siedlungen, Transportinfrastrukturobjekte und intensive Wirtschaftseingriffe geben. Die Größe und Struktur dieser Flächen ermöglichen ungestörte Existenz von Populationen großer Tiere. Solche Landschaften können die mosaikartigen Ökosysteme sein, einschließlich nicht bewaldete Ökosysteme; die natürliche Brandentwicklung ist zulässig.

<sup>306</sup>Vgl. Dumnov et al. 2001, 161.

<sup>307</sup>Vgl. Aksenov et al. 2002, o.V. 2001b.

Gebiet Kaluga	6,5	0,0	0,7	0,0
Gebiet Kastroma	19,8	13,4	0,7	1,9
Moskau und Gebiet Moskau	7,2	0,0	0,7	0,0
Gebiet Orjol	0,6	0,0	0,7	0,0
Gebiet Rjassan	6,6	0,0	0,7	0,0
Gebiet Smolensk	5,3	0,0	0,7	0,0
Gebiet Twer	24,7	0,0	0,7	0,0
Gebiet Tula	1,3	0,0	0,7	0,0
Gebiet Jaroslawl	5,9	0,0	0,7	0,0
<b>Summe</b>	<b>100</b>			<b>1,9</b>

Tabelle 27. Urwälderflächen bei der Stammholzherstellung im Szenarium 3<sup>308</sup>

<i>Ural</i>	<i>Holzeinschlag-%</i>	<i>Urwaldfläche-%</i>	<i>Index</i>	<i>Mittelwert</i>
Republik Baschkortostan	17,7	6,1	0,3	0,3
Republik Udmurtien	14,2	0,0	0,3	0,0
Gebiet Kurgan	4,2	0,0	0,3	0,0
Gebiet Orenburg	1,4	0,0	0,3	0,0
Gebiet Perm	21,4	0,1	0,3	0,0
Gebiet Swerdlowsk	33,8	2,9	0,3	0,3
Gebiet Tscheljabink	7,3	0,0	0,3	0,0
<b>Summe</b>	<b>100</b>			<b>0,6</b>
<i>West-Sibirien</i>	<i>Holzeinschlag-%</i>	<i>Urwaldfläche-%</i>	<i>Index</i>	<i>Mittelwert</i>
Republik Altaj	2,0	52,9	0,7	0,7
Region Altaj	21,6	4,5	0,7	0,7
Gebiet Kemerowo	9,1	18,8	0,7	1,2
Gebiet Nowosibirsk	10,6	14,8	0,7	1,1
Gebiet Omsk	6,2	5,1	0,7	0,2
Gebiet Tomsk	16,0	20,5	0,7	2,3
Gebiet Tjumen	9,0	9,7	0,7	0,6
Autonomer Kreis der Chanten u. Mansen	23,5	29,1	0,7	4,8
Autonomer Kreis der Jamal-Nenzen	1,8	57,7	0,7	0,7
<b>Summe</b>	<b>100</b>			<b>12,4</b>

Die Einstufung von *veränderten Wäldern* nach Naturnähegraden erfolgte anhand des Staatlichen Berichtes über den Zustand und –nutzung von Waldressourcen in Russland und teilweise der eigenen Annahmen. Ihr wurden folgende Informationen zugrunde gelegt:<sup>309</sup>

- Pflegemaßnahmen, wie z.B. Kulturpflege, Jungwuchspflege, Durchforstungen, geben etwa 30% des Rohholzeinschlages Russlands, müssen aber in einem größeren Umfang durchgeführt werden (z.B. bei der Jungwuchspflege werden nur 76% von pflegebedürftigen Flächen behandelt).
- Walderneuerung wurde in Jahren 2000 - 2002 für die Fläche eingesetzt, die um 136 bis 147% größer ist, als die Holzabbaufäche mit durchgängigem Holzeinschlag.

<sup>308</sup>Vgl. Aksenov et al. 2002, o.V. 2001b.

<sup>309</sup>Vgl. VNIILM 2003, 33ff. Zusätzliche Informationen über Holzabbau und Waldbewirtschaftung in Russland sind dem Anhang A, Teil I zu entnehmen.

- Es wird geschätzt, dass auf einer Fläche von 14 Mio. ha ein Bodenschutz gegen Erosion erforderlich ist. Entsprechende Maßnahmen sind allerdings nur auf einer Fläche von 3,2 Mio. ha (ca. 23%) durchgeführt worden.
- Für die Verbesserung von Waldplantagen müssen jährlich mineralische und organische Düngemittel, Kalk und Pestizide eingetragen werden. Heute werden höchstens 10 000 ha mit Düngemitteln, Kalk und Pestiziden behandelt. Dies macht nur 5% vom Niveau der 1980er Jahre aus, das als optimal betrachtet wird.
- Von 108 Mio. ha entwässerungsbedürftiger Waldflächen werden jährlich nur 3,2 Mio. ha entwässert (ca. 3%).
- Das Waldwegenetz ist mit durchschnittlichen 0,5 m/ha nicht ausreichend entwickelt. In zentralen Gebieten des europäischen Teils Russlands und der Volga-Region beträgt die Erschließungsdichte maximal 13-16 m/ha.<sup>310</sup>

Die nach diesen Angaben ermittelten Kriterien zur Waldflächenqualitätsbeurteilung sind in der Tabelle 28 fett gedruckt. Andere Kriterien wurden abgeschätzt.

Tabelle 28. Bewertung der durchschnittlichen Flächenqualitäten in Russland

<i>Kriteriengruppen</i>	<i>Kriterien</i>	<i>Note</i>
<b>Naturnähe des Bodens</b>	<b>1. Umfang und Intensität der gegenwärtigen Bodenverarbeitung (AH)</b>	<b>2</b>
	2. Wegedichte der LKW-fähigen Wege (SQ)	2
	3. Umfang und Intensität von Kalkung und Düngung (AH)	1
	<b>4. Umfang und Intensität des Pestezideinsatzes (AH)</b>	<b>1</b>
	5. Umfang der Bodenverarbeitung und Stoffzufuhr in der Vergangenheit (SQ)	4
	<b>6. Gegenwärtiger Umgang mit „Alten Waldstandorten“ (AH)</b>	<b>2</b>
	7. Umfang und Intensität von Entwässerungsmaßnahmen (AH)	1
<b>Naturnähe der Waldgesellschaft</b>	8. Anteil an Baumarten des Sukzessionsmosaiks der natürlichen Waldgesellschaft (SQ)	3
	<b>9. Anteil naturnaher Anbauten der Baumarten (AH)</b>	<b>3</b>
	10. Relative Baumartenvielfalt, bezogen auf die natürliche Waldgesellschaft (SQ)	3
	11. Anteil der vertikalen und horizontalen Strukturvielfalt (SQ)	2
	12. Ausdehnung und angepasste Menge des Totholzvorrats (SQ)	3
	13. Umfang mit vorhandener ökosystemischer Kleinstrukturen (SQ)	2
<b>Naturnähe der Entwicklungsbedingungen</b>	14. Anteil der Spontanität der Baumartenverjüngung (SQ)	2
	15. Art und Umfang der Walderneuerung (AH)	2
	16. Art und Umfang der Spontanität der Vegetationsentwicklung (SQ)	1
	17. Art und Intensität der Pflegeangriffe (AH)	2
	18. Umfang massiver Eingriffe in die Vegetationsentwicklung in der Vergangenheit (SQ)	3
	<b>19. Art und Intensität der Endnutzung (AH)</b>	<b>5</b>
	20. Art des Umgangs mit zufälligen Entwicklungen, z.B. Windwurf, Schneewurf (AH)	3

<sup>310</sup>Vgl. dass. 2003, 41. Zum Vergleich: in Deutschland beträgt die durchschnittliche Dichte des Waldwegenetzes 54,4 m/ha im früheren Bundesgebiet und 24 m/ha in den neuen Bundesländern, vgl. Hofmann et al. 2000, 54.

Nach der Datenaggregation wurde ein durchschnittlicher Wald in der Russischen Föderation der Natürlichkeitsklasse III eingeordnet. Anschließend wurde die Annahme hinsichtlich der Einteilung von Waldflächen in Stufen II bis V getroffen (vgl. Tab. 29). Die Klasse III hat hierbei ein größeres Gewicht. Zum Vergleich werden auch Waldflächenklassen für Szenarium 1 (Waldabbaugbiet „Deutschland“) angegeben.

*Tabelle 29. Klassen der Waldflächen bei der Stammholzherstellung*

<i>Flächenqualitäten</i>	<i>Szenarium 1</i>	<i>Szenarium 2</i>	<i>Szenarium 3</i>
Klasse I	0	6	11
Klasse II	6	15	21
Klasse III	58	45	43
Klasse IV	29	25	20
Klasse V	7	9	5

Bei der Berücksichtigung von *Betriebsstoff- und Energieinputs, sowie Emissionen* wurden die Informationen aus dem Modul „Stammholzherstellung“ im 1. Szenarium übernommen, denn es liegen keine Daten über diese Stoff- und Energieströme in Russland vor. Die betroffenen Umweltparameter sind daher mit Unsicherheiten verbunden.

### **5.3.1.2 Packstoffherstellung**

Zur Packstoffherstellung gehören drei Produktionsstufen:

- Modul 4 - Herstellung von Alufolie,
- Modul 5 - Herstellung von LDPE,
- Modul 6 - Herstellung von Rohkarton.

#### *5.3.1.2.1 Allgemeine Anmerkungen zur Rohkartonherstellung*

Im Modul „*Rohkartonherstellung*“ sind sämtliche Kartonherstellungsschritte enthalten, die in der Regel in verschiedenen Standorten statt finden, von Holzabbau über Fasernaufbereitung bis zur Kartonproduktion. Der Karton für Getränkeverpackungen wird aus dem hochwertigen Sulfatzellstoff und dem chemo-thermischen Holzstoff hergestellt.<sup>311</sup> Aufgrund der geringen Reißfestigkeit und wegen der strengen Anforderungen des

<sup>311</sup>Der chemo-thermische Holzstoff wird bei der mechanischen Zerkleinerung durch Schleifer (unter einem Wasserstrahl, Wärmeeinwirkung und Chemikaliengabe) aus Holz gewonnen. Der Sulfatzellstoff entsteht beim Kochprozess in einer Kochlauge (z.B. mit Soda, Schwefelsalz, Natriumhydroxid und Natriumsulfid) aus dem in Hackschnitzel zerkleinerten Holz. Vgl. Walenski 1994, 308f.

Lebensmittelrecht kann dabei kein Altpapier eingesetzt werden.<sup>312</sup> Die wichtigste Rolle bei der Bilanzierung von Kartonherstellung kommt dem Holzverbrauch und den Umweltwirkungen bei der Papierbleiche zu.<sup>313</sup>

### 5.3.1.2.2 Rohkartonherstellung im Szenarium 1

Das Modul Rohkartonherstellung wurde von der Ökobilanz für Getränkeverpackungen des UBA übernommen.<sup>314</sup> Die Daten wurden bei dem wichtigsten Lieferanten (Finnland) für die deutschen Getränkekartonhersteller erhoben (vgl. Tab. 30).

Tabelle 30. Beschreibung des 6. Moduls „Herstellung von Rohkarton“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Getränke-Rohkarton
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Die Herstellung von Getränke-Rohkarton wird beschrieben, wie es zur Erzeugung von Verpackungsverbunden (Modul 7) eingesetzt wird.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	-
<b>4. Wichtige Outputs</b>	unbeschichteter Getränkekarton (Hauptprodukt)
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Die Herstellung des Getränke-Rohkartons mit dem Chemikalien-Einsatz erfolgt in einer integrierten Papierfabrik. Die Faserkomponenten sind zu 65% elementarchlorfrei gebleichter Sulfatzellstoff und zu 35% elementarchlorfrei gebleichter chemo-thermischer Holzstoff. Die Herstellung des Getränke-Rohkartons umfasst drei Prozessschritte: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Faseraufschluss,</li> <li>• Faserbleiche,</li> <li>• Kartonherstellung.</li> </ul> Neben der Rohkartonherstellung umfasst der Datensatz die Energiebereitstellung, die Herstellung der im Faseraufschluss und zur Faserbleiche eingesetzten Hilfsstoffe (Chemikalien H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> , NaClO <sub>3</sub> , NaOH, HCl).
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Förderung der Energieträger.</li> <li>• Bereitstellung von thermischer Energie.</li> <li>• Bereitstellung von elektrischer Energie mit Stromsplit nach Angaben des finnischen Herstellers.</li> </ul>
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Transporte für Rohstoffe und Energieträger enthalten
<b>8. Bezugsort</b>	<i>Im Szenarium 1</i> – Finnland <i>Im Szenarien 2 und 3</i> – Russland
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>Im Szenarium 1</i> – 1997 <i>Im Szenarien 2 und 3</i> – 1998-2002

<sup>312</sup>Vgl. Golding 1992, 45.

<sup>313</sup>Es gibt drei Bleicheverfahren. Bei der Anwendung vom gasförmigen Elementarchlor (*Cl<sub>2</sub>-Bleiche*) werden schonend für Zellstofffaser hohe Weißgrade erzielt. Dabei entstehen aber hochtoxische Verbindungen, wie Dioxine, Benzofurane, Fenole, die durch ein Summenparameter für Abwasser AOX (adsorbierbare organische Halogenverbindungen) definiert werden. Ebenso effektiv ist die *Bleiche mit Chlordioxid*, bei der AOX-Werte niedriger sind. Umweltfreundlicher ist die *chlorfreie Bleiche* (z.B. Bleiche mit Sauerstoff, Ozon, Wasserstoffperoxid). Dieses Verfahren verschlechtert jedoch die Qualität der Fasern. Vgl. Kursawa-Stucke et al. 1994, 112f., Mozyreva et al. 1998, 159, UBA 2000d, 75, Walenski 1994, 60f.

<sup>314</sup>Vgl. UBA 2000c, 154ff.

### 5.3.1.2.3 Rohkartonherstellung in Szenarien 2 und 3

Die Zusammenstellung von Stoff- und Energieströmen der Rohkartonherstellung in der Russischen Föderation wird aufgrund des entsprechenden Moduls im Szenarium 1 durchgeführt. Dafür werden der Holzeinsatz (durch die Naturraumbeanspruchung) und die ökologische Verträglichkeit der Papierproduktion untersucht.

*Rohkarton für die Getränkeverpackungen* wird in Russland seit Mitte 1990er Jahren von zwei russischen Betrieben im Rahmen der Zusammenarbeit mit schwedischer Firma „Tetra Pak“ produziert. Beide Unternehmen befinden sich im Norden des europäischen Teils Russlands: Syktyvkar (Republik Komi) und Svetogorsk (Gebiet Leningrad).<sup>315</sup> Die Beurteilung der Umweltverträglichkeit der Rohkartonproduktion wird aufgrund der Analyse dieser zwei Unternehmen durchgeführt.

Ökologisch betrachtet nehmen beide Unternehmen die führenden Positionen ein. Der Forstindustriekomplex „Svetogorsk“ wurde als erstes Großunternehmen der Branche in Jahren 1993-1996 auf elementarchlorfreie Technologien umgerüstet und erhielt als erstes Unternehmen in Russland das Zertifikat ISO 14001. Es wurden folgende Maßnahmen zum Umweltschutz durchgeführt:<sup>316</sup>

- Im Bereich der Holzversorgung: Erwerb von ökologisch verträglichen Waldmaschinen und Transportmitteln, Begründung von Waldplantagen, Mitarbeiterschulung, Umstellung auf schönende Waldabholzung.
- Im Bereich der Energieversorgung des Unternehmens: Umschaltung von der Verwendung von Erdölresten und Masut als Treibstoff zur Verwendung des Erdgases, Modernisierung von Kesseln.
- Im Bereich der Technologien: Verzicht auf Elementarchlor-Bleiche zugunsten der Bleiche mit Chlordioxid.

Das zweite Unternehmen „Syktyvkar“ wurde in Jahren 1997-1998 modernisiert; seit 2000 wird hier Zellstoffbleiche in vollem Maße elementarchlorfrei eingesetzt.<sup>317</sup>

*Modellierung der Naturraumbeanspruchung.* Bei diesen Papierfabriken wird in der nordischen ökonomischen Zone abgebautes Holz verwendet (vgl. Abb. 15).<sup>318</sup> Der

---

<sup>315</sup>Vgl. Karpačevskij 2001, 56ff.

<sup>316</sup>Vgl. Akim 2002, 60, Vorobjev et al. 2001, (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Artikel als Internet-Download vorliegt).

<sup>317</sup>Vgl. Karpačevskij 2001, 57.

ökologische Zustand der Waldflächen wird ähnlich dem Modul „Stammholzherstellung“ nach Angaben zur Inventur der *Urwälder* Russlands beurteilt.

Der mittlere Anteil von Urwäldern in relevanten Holzabbaugebieten wurde auf Grundlage der Maßstäbe der Holzbereitstellung errechnet. Die gesamte Fläche von Urwäldern in der Holzeinschlagzone beträgt 23,3% (vgl. Tab. 31). Berücksichtigt man den Anteil von 15,7% (geschützte Wälder), beträgt die Waldfläche der Klasse I **19,6%**.

Tabelle 31. *Urwälderflächen bei der Rohkartonherstellung*<sup>319</sup>

<i>Regionen</i>	<i>Holzeinschlag, %</i>	<i>Urwaldfläche-%</i>	<i>Mittelwert</i>
Gebiet Archangelsk	67,3	25,6	17,2
Gebiet Vologda	1,8	0,2	0,0
Republik Karelien	13,7	4,6	0,6
Republik Komi	17,1	31,7	5,4
<b>Summe</b>	<b>~100</b>		<b>23,3</b>

Die Einteilung von 80,4% *anthropogen veränderten Wäldern* nach Naturnähegraden (*Klassen II bis V*) wurde wie in der Tabelle 32 festgelegt.<sup>320</sup>

Tabelle 32. *Klassen der Waldflächen bei der Rohkartonherstellung*

<i>Flächenqualitäten</i>	<i>Szenarium 1</i>	<i>Szenarien 2 und 3</i>
Klasse I	0	20
Klasse II	2	20
Klasse III	22	40
Klasse IV	62	15
Klasse V	14	5

Die *Zusammenstellung der Stoff- und Energieströme* wird mangels spezifischer Informationen teilweise aufgrund des 1. Szenariums durchgeführt.<sup>321</sup> Um beurteilen zu können, ob die Verwendung von Angaben des 1. Szenarium bei der Bilanzierung der Szenarien 2 und 3 nicht zu einer Verdrehung von umweltrelevanten Größen führt, wurden die maßgebenden Charakteristiken der ökologischen Verträglichkeit von Rohkartonherstellung qualitativ verglichen:

- Die Rohstoffe der Herstellung von Rohkarton sind die gleichen (es werden ausschließlich primäre Fasern eingesetzt, kein Altpapier).

<sup>318</sup>In dieser Region befinden sich mengenmäßig wichtigste Zellstoffhersteller Russlands (ca. 53% der Zellstoffproduktion), die sich auf örtliche Holzressourcen orientieren. Somit ist dieses Territorium zugleich für Zellstoffproduktion im ganzen europäischen Teil Russlands relevant, vgl. o.V. 2001b.

<sup>319</sup>Vgl. Aksenov et al. 2002, o.V. 2001b.

<sup>320</sup>Vgl. auch den Abschnitt „5.3.1.1.5 Stammholzherstellung in Szenarien 2 und 3“.

<sup>321</sup>Vgl. UBA 2000c, 154ff.

- Die Holzverarbeitungsabfälle werden zur Wärmerückgewinnung verbrannt.
- Sowohl in Deutschland, als auch in Russland wird beim Rohkarton für die Getränkeverpackungen elementarchlorfreie Bleiche (mit Chlordioxid) eingesetzt.
- Die Abwasserreinigungssysteme enthalten u.a. eine biologische Stufe.

Dieser Vergleich zeigt eine weitgehende Übereinstimmung. Daher wird angenommen, dass die Übertragung der Daten von finnischen Kartonherstellern (Szenarium 1) auf die Szenarien für Russland berechtigt ist.

Das Modul „Rohkartonherstellung“ im 1. Szenarium berücksichtigt neben Wirkungen aus der Produktion des Kartons auch Einflüsse aus der Energiebereitstellung und vom Transport. Da keine Ausgangsdaten des Originalmoduls vom UBA bekannt sind, ist es nicht möglich, die einbezogenen Umweltwirkungen der Energiebereitstellung und des Transports nachträglich auszurechnen. Daher muss es diesbezüglich mit Unsicherheiten (insbesondere bei dem Energieverbrauch und Luftemissionen) gerechnet werden.

*Bei den wichtigsten Umweltparametern* der Papierherstellung wurden jedoch primäre Daten verwendet, und zwar die gemessenen Outputwerte dreier Großunternehmen der Papierindustrie (Abwasserqualitätsindikatoren CSB (chemischer Sauerstoffbedarf) und AOX, Stickstoff- und Phosphorverbindungen, sowie im Abwasser enthaltene Feststoffe).<sup>322</sup> Diese drei Unternehmen sind mit den Firmen „Syktyvkar“ und „Svetogorsk“ nach Produktangebot und Stand der Technik vergleichbar.

Ebenfalls anhand der bei russischen Betrieben gemessenen Werte wird eine *Wasserbilanz* erstellt. Die durchschnittliche Outputmenge an Kühl- und Prozesswasser beträgt in Russland 238,5 kg pro 1 kg hergestellten Kartons.<sup>323</sup> Das Mengenverhältnis von Kühl- und Prozesswasser, sowie Wasserverluste bei der Produktion wurden entsprechend dem Szenarium 1 angenommen.

#### *5.3.1.2.4 Herstellung von LDPE in den Szenarien 1, 2 und 3*

Das Polyethylen niederer Dichte (LDPE) wird im betrachteten Lebensweg an zwei Stellen eingesetzt: als Material für Verbundstoffherstellung und als Bestandteil der Transportverpackung zur Palettensicherung (Stretch-Folie).

---

<sup>322</sup>Diese Unternehmen sind Forstindustriekomplexe „Kotlasskij“ (Gebiet Arhangelsk), „Bratskij“ und „Ust-Ilimskij“ (Gebiet Irkutsk), vgl. Laptev et al. 2004, 82.

<sup>323</sup>Vgl. dies. 2004, 82.

Die Grundlage für die verwendeten Daten bildet ein Bericht der Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME) aus dem Jahr 1993.<sup>324</sup> Die Daten wurden in den Jahren davor erhoben. In den Veröffentlichungen der APME werden die gewichteten Mittelwerte des In- und Outputs für die 22 führenden Kunststoffhersteller erfasst. Die Angaben der APME wurden mit Datensätzen von BUWAL abgeglichen und gegebenenfalls erweitert.<sup>325</sup> Es handelt sich hierbei um hochgradig aggregierte Literaturdatensätze.<sup>326</sup>

Nach diesen für die Ökobilanz für Getränkeverpackungen II vom UBA zusammengefassten Datensätzen wurden zunächst Umweltverbräuche und -wirkungen im Szenarium 1 bilanziert. Die Gegebenheiten bei der Kunststoffherstellung in Russland sind eventuell anders, jedoch wurden wegen des Fehlens von relevanten Daten für die Szenarien 2 und 3 die Angaben aus dem Szenarium 1 übernommen (vgl. Tab. 33).<sup>327</sup>

Tabelle 33. Beschreibung des 5. Moduls „Herstellung von LDPE“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg LDPE
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	In dem Modul wird das LDPE-Granulat aus den Rohstoffen erzeugt, wie es zur Herstellung von Verbundkarton (Modul 7) eingesetzt wird.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	-
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Polyethylen (LDPE) (Hauptprodukt)
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Die Herstellung von LDPE-Granulat enthält folgende Prozessschritte: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Erdöl- und Erdgasexploration, Extraktion und Aufbereitung,</li> <li>• Raffinerie Cracker,</li> <li>• Raffinerie Reformer,</li> <li>• Ethen,</li> <li>• Polymerisation.</li> </ul> Das Modul enthält neben der Herstellung der Granulate aus den Rohstoffen die Förderung und Aufbereitung der Rohstoffe, sowie die Transporte.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Stromsplit verschiedener europäischer Länder.</li> <li>• Spezielle und durchschnittliche Daten von on-side Kraft- und Heizwerken.</li> </ul>
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Transport der Vorprodukte,</li> <li>• Transport von Erdgas und Erdöl über Pipelines.</li> </ul>
<b>8. Bezugsort</b>	<i>Im Szenarium 1</i> – Deutschland <i>Im Szenarien 2 und 3</i> – Russland
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>In Szenarien 1, 2 und 3</i> – 1992

#### 5.3.1.2.5 Herstellung von Alufolie im Szenarium 1

Die Datensätze zur Herstellung von Aluminiumfolien, die bei der Verbundkartonproduktion eingesetzt werden, wurden von der EAA erfasst und sind für die

<sup>324</sup>Vgl. PWMI 1993.

<sup>325</sup>Vgl. BUWAL 1998a.

<sup>326</sup>Vgl. UBA 2000b, 55, dass. 2000c, 72ff.

<sup>327</sup>Vgl. dass. 2000c, 74f.

Warm- und Kaltwalzen des Aluminiums relevant.<sup>328</sup> Der Verbrauch von Materialien und die direkten Prozessemissionen, sowie Vorketten der Energieträger sind in die Bilanz integriert.

Zur Erstellung eines Modells für die Strombereitstellung wurden die Statistiken für den deutschen Markt von Aluminiumhalbzeugen im Bezugjahr 1994 herangezogen. Der Halbzeugenmarkt wird hauptsächlich durch Importe und Exporte innerhalb Europas bestimmt, daher wurde der Stromsplit nach dem europäischen Modell der Aluminiumindustrie in die Bilanz aufgenommen (vgl. Tab. 34).<sup>329</sup>

Der Datensatz liegt in einer aggregierten Form vor und umfasst die Herstellung von Aluminiumfolie, sowie die Gewinnung und Aufbereitung der Betriebsstoffe und der Primärenergieträger zur Erzeugung der Energie.<sup>330</sup>

Tabelle 34. Beschreibung des 4. Moduls „Herstellung von Alufolie“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Aluminiumfolie 7-12 micron
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Sekundäraluminiumbarren (Modul 2) werden neben Primäraluminiumbarren (Modul 1) zur Aluminiumfolie 7-12 micron verarbeitet. Anschließend wird die Folie zur Herstellung von Verbundverpackung verwendet (Modul 7).
<b>3. Wichtige Inputs</b>	Aluminiumbarren aus Primär- und Sekundäraluminium
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Aluminiumfolie (Hauptprodukt)
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Der Datensatz beschreibt die Produktion einer 7-12 micron starken Aluminiumfolie, wie sie zur Herstellung von Getränkekartons für flüssige Nahrungsmittel verwendet wird.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Thermische Energie einbezogen, als Primärenergieträger ausgewiesen.</li> <li>• Stromerzeugung nach dem europäischen Modell der Aluminiumindustrie berücksichtigt: <ul style="list-style-type: none"> <li>Wasserkraft – 43,8%</li> <li>Kernkraft - 24,7%</li> <li>Steinkohle – 22,6%</li> <li>Erdgas – 5,4%</li> <li>Erdöl – 3,5%</li> </ul> </li> </ul>
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Transporte für Rohstoffe und Energieträger enthalten
<b>8. Bezugsort</b>	<i>In Szenarien 1, 2 und 3</i> – Europa
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>In Szenarien 1, 2 und 3</i> – 1994

#### 5.3.1.2.6 Herstellung von Alufolie in Szenarien 2 und 3

Um ein Modell der allgemeinen Aluminiumfolienerzeugung in Russland zu erreichen, sollten folgende ökologische Belange berücksichtigt werden:

<sup>328</sup> Aluminiumfolien werden mittels eines mehrstufigen Kaltwalzens hergestellt, wobei Walzenabstand jedes Mal kleiner wird. Vgl. Informationsportal der Verpackungsbranche „Pakkograf.Ru“ (zuletzt überarbeitet am 22.12.04): Svoystva pokrytij dlja aluminievoj folgi [Eigenschaften der Beschichtungen für Aluminiumfolien], <http://www.pakkograf.ru/mode.451-id.2212>.

<sup>329</sup> Der Verbrauch von Aluminiumhalbzeugen betrug 1994 1.285.906 t, Import betrug 587.315 t und Export erreichte 754.200 t, vgl. UBA 2000c, 45.

<sup>330</sup> Vgl. dass. 2000c, 47f.

- Energieverbrauch bei der Folienherstellung, einschließlich der Energiebereitstellung,
- Prozessemissionen,
- Umweltwirkungen bei der Gewinnung und Aufbereitung von Roh- und Betriebsstoffen, sowie von Energieträgern,
- sämtliche Zwischentransporte.

Diese Parameter könnten durch ein Abgleichen von Unterschieden zwischen der durchschnittlichen deutschen und russischen Aluminiumfolienproduktion abgeschätzt werden (vgl. Tab. 19). Beispielsweise werden bei der Folienherstellung in Deutschland etwa 28% von Sekundäraluminium und 72% von Primäraluminium eingesetzt, während in Russland entsprechend 20% und 80% verwendet werden.<sup>331</sup> Eine Veränderung der Einflussgröße „Rohstoffart“ würde in diesem Fall Energieverbrauch und Emissionen erheblich beeinflussen. Außerdem kann so dem technischen Stand der Produktion Gewicht beigemessen werden. Nach Literaturangaben beträgt der Energieaufwand der russischer Aluminiumindustrie ca. 120-130% von dem europäischer Länder, die anfallende Abfallmenge ist doppelt so hoch, wie in Europa, zusätzlich steigt die Emission von Schadstoffen um das Zweifache.<sup>332</sup> Ferner können Strombereitstellung, Transportwege und –emissionen analysiert werden.

*Im Sektor der Aluminiumfolien für Getränkeverpackungsproduktion* werden in Russland ausschließlich importierte Folien verwendet.<sup>333</sup> Die Importeure sind europäische Staaten (vor allem Italien, Frankreich, Dänemark und Deutschland).<sup>334</sup> Da im Modul „Herstellung von Alufolie“ im 1. Szenarium das ganze Europa als Bezugsort festgelegt wird, kann dieser Datensatz auch für die aus Europa nach Russland importierten Aluminiumfolien als repräsentativ betrachtet werden. Jedoch müssen im Modul „allgemeine Transporte“ in Szenarien 2 und 3 weitere Transporte hinzugerechnet werden.

### **5.3.1.3 Verpackungsherstellung**

Hier werden die Herstellung von Verpackungen und Getränkeabfüllung betrachtet:<sup>335</sup>

- Modul 7 - Herstellung von Verbundkarton,

---

<sup>331</sup>Zu Angaben über Deutschland vgl. UBA 2000b, 110, zu Angaben über Russland vgl. Devjatkin et al., 2002, 7.

<sup>332</sup>Vgl. Regierung der Russischen Föderation 2002.

<sup>333</sup>Vgl. Lokšin et al. 2002, 48.

<sup>334</sup>Vgl. o.V. 2003b, (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Artikel als Internet-Download vorliegt).

<sup>335</sup>Herstellung von LDPE-Folie (Folienextrusion) zur Palettensicherung wird in der Sachbilanz nicht berücksichtigt, da diese Verpackungsart unter der 1%-Grenze liegt.

- Modul 8 - Herstellung von Wellpappe (Tray-Produktion),
- Modul 9 – Sägewerk (Paletten-Produktion),
- Modul 10 – Abfüllung (Verbundkartonproduktion).

### 5.3.1.3.1 Verbundkartonproduktion im Szenarium 1

In diesem Modul wird die Laminierung vom Rohkarton mit Aluminium und Polyethylen betrachtet.<sup>336</sup> Das Modell der Getränkekartonherstellung wurde nach UBA-Angaben durchgeführt.<sup>337</sup> Die Daten wurden von beiden größten deutschen Herstellern bereitgestellt und beziehen sich auf das Jahr 1997.<sup>338</sup> Auch dieser Datensatz liegt in einer aggregierten Form vor. Neben der Herstellung von Verbundkarton umfasst er die Herstellung der Energie und der im Versand verwendeten Wellpappe (vgl. Tab. 35).

Tabelle 35. Beschreibung des 7. Moduls „Herstellung von Verbundkarton“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Verbundkarton
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Aus drei Materialkomponenten (Alufolie (Modul 4), LDPE (Modul 5), Getränke-Rohkarton (Modul 6)) und Altpapier (Modul 13) wird der Verbundkarton hergestellt. Die Verpackung wird weiter für die Abfüllung von CO <sub>2</sub> -freien Getränken eingesetzt (Modul 10).
<b>3. Wichtige Inputs</b>	Altpapier, Altpappe, Alufolie, LDPE, unbeschichteter Karton
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Verbundkarton (Hauptprodukt), Wellkarton
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Zur Produktion von Verbundkarton wird der Rohkarton mit Aluminium und mehreren Lagen Kunststoff beschichtet. Der Auftrag von Druckfarben erfolgt vor bzw. nach der Beschichtung.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Förderung der Energieträger.</li> <li>• Bereitstellung von thermischer Energie.</li> <li>• Stromerzeugung nach Strommix Deutschlands.</li> </ul>
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Transporte für Rohstoffe und Energieträger enthalten
<b>8. Bezugsort</b>	<i>Im Szenarium 1</i> – Deutschland <i>Im Szenarien 2 und 3</i> – Russland
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>In Szenarien 1, 2 und 3</i> – 1997

### 5.3.1.3.2 Verbundkartonproduktion in Szenarien 2 und 3

Die Zusammenstellung der Stoff- und Energieströme von der Verbundverpackungsproduktion wurde aufgrund des Datensatzes im 1. Szenarium unternommen. Die prozessspezifischen Umweltgrößen dürfen keinen wesentlichen

<sup>336</sup>Zur Technologie der Verbundkartonherstellung und Abfüllung vgl. Anhang A, Teil II.

<sup>337</sup>Vgl. UBA 2000c, 157ff.

<sup>338</sup>Vgl. dass. 2000b, 64. Zu den deutschen Herstellern vgl. Anhang A, Teil II.

Unterschied aufweisen, da der Verbundkarton in der Russischen Föderation mit Hilfe von gleichen technischen Anlagen hergestellt wird, als in der Bundesrepublik Deutschland.<sup>339</sup>

Bei den transport- und energiebedingten Umweltgrößen muss man jedoch mit Unsicherheiten rechnen. Einerseits sind die Ausgangsdaten des Originaldatensatzes unbekannt, darum lassen sich die mitberücksichtigten Umweltwirkungen aus Energiebereitstellung und Transporten nicht herauszurechnen. Andererseits wurden diese Umweltverbräuche in Russland ökobilanzmäßig nicht gemessen und können nicht anhand spezifischer Angaben beurteilt und abgeglichen werden.

#### 5.3.1.3.3 Allgemeine Anmerkungen zur Wellpappeproduktion

Im Rahmen des 8. Moduls „Wellpappeproduktion“ werden folgende Produktionsschritte bilanziert: Aufbereitung von Altpapier und Altpappe, Wellpappe-Rohpapierherstellung, Rohpapierverarbeitung zur Wellpappe und Trayformung.

Die Produktion von Pappen und Kartonagen ist seit Jahrzehnten einer der wichtigsten Altpapierverbraucher. Jedoch wird auch hierbei verfahrensbedingt ein geringer Anteil an Frischfasern (aus primären Holz-Ressourcen) benötigt, damit das Papier reißfest wird.<sup>340</sup> Der Anteil von sekundären Fasern bei der Trayproduktion, der Energieverbrauch und Emissionen erheblich beeinflusst, ist in Deutschland und Russland unterschiedlich. Die Bilanzierung von Stoff- und Energieströmen in diesem Modul wird unter Berücksichtigung dieser entscheidenden Größe durchgeführt.

#### 5.3.1.3.4 Wellpappeproduktion im Szenarium 1

Der Input- und Outputzusammenstellung im Modul „Wellpappeproduktion“ wird der Datensatz vom UBA zugrunde gelegt (vgl. Tab. 36).<sup>341</sup> In der Beschreibung des Moduls wird angegeben, dass hierbei neben Wellenstoff und Testliner aus Recyclingpapieren und -pappen die Frischfaserkomponenten verwendet werden.<sup>342</sup> In welchem Verhältnis die Frischfasern

---

<sup>339</sup>Vgl. Anhang A, Teil II.

<sup>340</sup>Aus Altpapier gewonnene Fasern sind oft gerissen/gespaltet, wegen der Zerstörung von Poren und Kapillaren wird das Eindringen vom Wasser in Fasern gehemmt. Nach einigen Lebenszyklen besteht das Altpapier aus zu kurzen Fasern (sog. Mehlstoff), die keine weitere Verwertung des Papiers ermöglichen. Vgl. Internet-izdanie „Vtoričnoe syrje“ [Internet-Ausgabe „Sekundäre Rohstoffe“] (zuletzt überarbeitet am 09.12.04): Makulatura: Pererabotka vtoričnogo volokna iz makulatury v tovarnuju bumagu i karton [Altpapier: Verwertung von sekundären Fasern aus Altpapier zu den warenfähigen Papier und Papp], <http://www.recyclers.ru/modules/section/article.php?articleid=58>.

<sup>341</sup>Vgl. UBA 2000c, 151ff.

<sup>342</sup>Vgl. dass. 2000b, 61.

und Fasern aus sekundären Rohstoffen sind, ist unklar. Diesbezüglich soll eine Annahme gemacht werden. Aufgrund des Rohstoffbedarfs der deutschen Wellpappenindustrie, der mit Altpapier gedeckt wird, wird angenommen, dass für die Wellpappetry-Herstellung 75% Recyclingfasern verwendet werden.<sup>343</sup>

Tabelle 36. Beschreibung des 8. Moduls „Herstellung von Wellpappe“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Wellpappe
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Die Wellpappe-Trays werden aus sekundären Pappenrohstoffen (Modul 13) hergestellt und als Versandverpackung eingesetzt.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	Altpapier, Altpappe
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Wellpappekasten / -tray (Hauptprodukt)
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Die bilanzierte Wellpappe besteht zum einen aus Wellenstoff und Testliner, die aus Recyclingpapieren und -pappen hergestellt werden und zum anderen aus Frischfasern. <i>Im Szenarium 1</i> werden 75% Altfasern und 25% Frischfasern, <i>im Szenarien 2 und 3</i> 15% Altfasern und 85% Frischfasern eingesetzt.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	<i>Im Szenarium 1</i> - Annahme: Elektrische und thermische Energie werden zu beinahe 100% aus HKW im Eigenbetrieb bereitgestellt. Hauptenergieträger sind zu etwa 90% Reststoffe.
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Keine
<b>8. Bezugsort</b>	<i>Im Szenarium 1</i> – Deutschland <i>In Szenarien 2 und 3</i> – Russland
<b>9. Bezugsjahr</b>	Mitte bis Ende 1990er Jahre

#### 5.3.1.3.5 Wellpappeproduktion in Szenarien 2 und 3

Zum Einsatz von sekundären Fasern bei der Trayproduktion in Russland im betrachteten Zeitraum (1998-2000 Jahre) gibt es keine Angaben. Der wird aufgrund folgender Information abgeschätzt: im Jahr 2002 wurden 40% der Deckenpapiere und Wellenstoffe aus sekundären Rohstoffen hergestellt.<sup>344</sup> Der Einsatz von Altfasern zur Papierherstellung wurde in einer nennenswerten Höhe nur 1998 begonnen, d.h. im genannten Zeitraum entstanden erste Kapazitäten zur Altpapierverwertung.<sup>345</sup> Dementsprechend wird der Anteil von Wellpappetrays, die unter Verwendung von Altstoffen hergestellt werden, auf 20% abgeschätzt. Wie auch im 1. Szenarium muss bei der Wellpappeproduktion eine Menge an

<sup>343</sup>Vgl. Verband der Wellpappen-Industrie e.V. (zuletzt überarbeitet am 09.12.04): Die Welle aus Luft und Papier, [http://www.wellpappen-industrie.de/pw/pw\\_we.htm](http://www.wellpappen-industrie.de/pw/pw_we.htm).

<sup>344</sup>Vgl. Internet-izdanie „Vtoričnoe syrje“ [Internet-Ausgabe „Sekundäre Rohstoffe“] (zuletzt überarbeitet am 09.12.04): Makulatura: Pererabotka vtoričnogo volokna iz makulatury v tovarnuju bumagu i karton [Altpapier: Verwertung von sekundären Fasern aus Altpapier zu warenfähigen Papier und Papp], <http://www.recyclers.ru/modules/section/article.php?articleid=58>.

<sup>345</sup>Anstoß zu einem massenhaften Einsatz der Altstoffe bei der Papier- und Pappproduktion wurde durch die Krise 1998 gegeben, indem die Nachfrage nach preiswertem Papier wuchs. Vgl. Želobanov 2000, (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn der Artikel als Internet-Download vorliegt).

Frischfasern (ca. ein Viertel der Masse) zugegeben werden. So beträgt der Anteil von Recyclingfasern an Wellpapperohstoffen nur 15%.

Bei der Betrachtung der Wellpappeproduktion in den Gebieten Moskau und Tyumen soll den Besonderheiten der territorialen Verteilung von Wellpappe-Produzenten in Russland Rechnung getragen werden: Wellpappe wird zu ca. 92% im europäischen Teil produziert, im Föderalen Bezirk Ural (Gebiet Tyumen und Nachbargebiete) gibt es nur einen einzigen relevanten Betrieb mit einer geringen Leistung.<sup>346</sup> Die Wellpappeproduktion in den Szenarien 2 und 3 wird zunächst mit einem Szenarium nach für Russland durchschnittlichen Parametern modelliert; dem Szenarium 3 wird aber nachträglich (im Modul „Allgemeine Transporte“) eine größere Transportstrecke zugerechnet.

Die Zusammenstellung von Input- und Outputströmen in Szenarien 2 und 3 wird aufgrund des Szenariums 1 durchgeführt. Während aber im Szenarium 1 Anteil von Altfasern wesentlich größer ist, als der von Frischfasern (75% und 25%), ist es in Russland fast umgekehrt (15% und 85%).

Nach den Literaturangaben ist die Verminderung von Umweltbelastung beim Ansatz von Recyclingfasern bekannt:<sup>347</sup>

- Energieverbrauch sinkt um die Hälfte,
- Wasserverbrauch nimmt um 60% ab,
- Luftemissionen senken um 74%,
- Wasseremissionen nehmen um 35% ab.

Die Berechnung von Bilanzgrößen erfolgt auf folgende Weise (Beispiel für Energieverbrauch):

Im Szenarium 1 beträgt der Energieverbrauch 11,8 MJ pro 1 kg Wellpappe. Bei der Verwendung von 75% Alt- und 25% Frischfasern und einem doppelten Energieverbrauch für den Einsatz primärer Rohstoffe ergibt sich folgende Formel:

$$(F5) \quad 0,75 \times 1 + 0,25 \times 2 = 1,25$$

Im Szenarien 2 und 3 sieht die Gleichung so aus:

$$(F6) \quad 0,15 \times 1 + 0,85 \times 2 = 1,85$$

<sup>346</sup>Vgl. Krupčak 2003, (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Artikel als Internet-Download vorliegt), Morozov et al. 2001, 40.

<sup>347</sup>Vgl. Russkoe pole ékperimentov [Russisches Experimentfeld] (zuletzt überarbeitet am 10.12.04): I Meždunarodnyj seminar „Ékologija 2000. Éstafeta pokolenij“ [1. Internationales Seminar „Ökologie 2000. Die Stafette der Generationen“], <http://www.bioscience.ru/Conference/Ecology/Dokuka.html>.

Der Energieverbrauch ist aufgrund verschiedener Anteile an primären und sekundären Stoffen in 2. und 3. Szenarien 1,48 Mal größer, als im Szenarium 1, also etwa 17,4 MJ/kg. Die Einteilung des Energieverbrauchs nach Quellen (Atomenergie, Energie aus fossilen Rohstoffen usw.) wird in Szenarien 2 und 3 nicht unternommen. Ähnlich werden Emissionen in die Luft, ins Wasser und Wasserverbrauch behandelt.

Der gesamte Fasernstoffverbrauch wurde nach Szenarium 1 in Höhe von ca. 1,7 kg pro 1 kg Wellpappe abgeschätzt, davon 1,3 kg Altfasern (75% von 1,7 kg). Dementsprechend sollte der Altpapier-Input in Szenarien 2 und 3 ca. 0,26 kg betragen (15% von 1,7 kg).

Input von Frischwassern wird in der Bilanz über Naturraumverbrauch erfasst. Im 1. Szenarium wurden keine Angaben zum Naturraumverbrauch gemacht (vermutlich lag er unter der 1%-Grenze). In Szenarien 2 und 3 kann der Naturraumverbrauch zur Herstellung von benötigter Menge an Frischfasern (ca. 1,44 kg pro 1 kg Wellpappe) nicht ausgeklammert werden. Der wird nach dem gleichen Prinzip wie bei Stammholz- und Rohkartonherstellung beurteilt.

Der Modellierung zugrunde wurden die Holzabbauggebiete der 10 führenden Karton- und Papphersteller Russlands gelegt, die ca. 71% des Kartons produzieren.<sup>348</sup> Nach Informationen des Atlases wohlbehaltener bewaldeter Territorien Russlands unter Berücksichtigung der Bedeutung relevanter Gebiete als Holzquellen (vgl. Tab. 37 und Anhang D) wurde der durchschnittliche Anteil von Urwäldern in Höhe von 19,3% bewertet. Wird dieser Fläche der Anteil von Wäldern abgezogen, deren Abholzung verboten ist (durchschnittlich 15,7%), beträgt Waldfläche von Klasse I 16,3%.

Tabelle 37. Urwälderflächen bei der Wellpappeherstellung

<i>Regionen</i>	<i>Holzeinschlag, %<sup>349</sup></i>	<i>Urwaldfläche-%<sup>350</sup></i>	<i>Mittelwert</i>
Gebiet Archangelsk	41,1	25,6	10,5
Republik Komi	9,5	31,7	3,0
Stadt Sankt-Peterburg + Gebiet Leningrad	17,2	0,0	0,0
Gebiet Perm	5,7	7,6	0,4
Republik Tatarstan	6,5	0,0	0,0
Region Krasnojarsk	3,0	34,7	1,1
Gebiet Irkutsk	11,5	23,9	2,8
Republik Burjatien	5,4	28,8	1,6
<b>Summe</b>	<b>100</b>		<b>19,3</b>

<sup>348</sup>Vgl. Čujko 2004, 15.

<sup>349</sup>Vgl. Rossijskaja asociacija organizacij i predprijatij celljulozno-bumažnoj promyšlennosti [Russische Assoziation der Organisationen und Unternehmen der Zellstoff- und Papierindustrie] (zuletzt überarbeitet am 20.12.04): Otrasl v zifrah [Branche in Ziffern], <http://www.bumprom.ru/index.php?ids=280>.

<sup>350</sup>Vgl. Aksenov et al. 2002.

Die restlichen Wälder (83,7%) werden folgenderweise nach Natürlichkeitsgraden eingestuft (vgl. Tab. 38):

*Tabelle 38. Waldflächenklassen bei der Wellpappeherstellung*

<i>Flächenqualitäten</i>	<i>Szenarium 2 und 3</i>
Klasse I	16
Klasse II	21
Klasse III	42
Klasse IV	16
Klasse V	5

Für die anderen Input- und Outputparametern gilt folgendes:

- Zum Verbrauch und Abgaben von Betriebs- und Reststoffen, die direkt für die Wellpappeherstellung eingesetzt werden (z.B. Kartoffelstecklinge, Eiweiß), wird der Faktor 2 eingesetzt.
- Zum Verbrauch und Abgaben von Substanzen, die mit Abgas- und Abwasserreinigung verbunden sind (z.B. Kalk, Gips), wird der Faktor 1,5 (entsprechend Energieverbrauchsteigerung) eingesetzt.

#### *5.3.1.3.6 Palettenproduktion im Szenarium 1*

Die Datensätze zur Palettenfertigung sind für die Ökobilanz Getränkeverpackungen I des UBA erhoben worden und werden auch in der UBA-Ökobilanz Getränkeverpackungen II verwendet (vgl. Tab. 39).<sup>351</sup> Dieses Modul gibt repräsentative Mittelwerte der Sägewerkbranche in Deutschland wieder. Zur Errechnung von Festmetern in kg wurde vorausgesetzt, dass es sich ausschließlich um Nadelholz handelt.<sup>352</sup>

#### *5.3.1.3.7 Palettenproduktion in Szenarien 2 und 3*

Schnittholzproduktion ist in den meisten Gebieten Russlands vorhanden, u.a. in den betrachteten Gebieten Moskau und Tyumen.<sup>353</sup> Aufgrund des Datenmangels war es unmöglich, spezifische Informationen über die Palettenproduktion in der Russischen Föderation zu verwenden, es wurden die Angaben aus dem Szenarium 1 übernommen.

<sup>351</sup>Vgl. UBA 1995b, dass. 2000b.

<sup>352</sup>Vgl. dass. 2000c, 136f.

<sup>353</sup>Vgl. o.V. 2001b.

Die Lebenszyklen der Transportverpackung „Holzpalette“ unterscheiden sich in Russland und Deutschland nur durch die Beanspruchung verschiedenartiger Waldflächen (diese Charakteristik beschreibt den Holzeinsatz in der Vorstufe der Palettenproduktion, Modul „Stammholzherstellung“).

Tabelle 39. Beschreibung des 9. Moduls „Sägewerk“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Paletten
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Das Modul enthält die Herstellung von Holzpaletten aus Stammholz (Modul 3), die als Transportverpackung eingesetzt werden.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	Stammholz
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Holzpalette (Hauptprodukt)
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Das Stammholz aus dem Wirtschaftswald wird im Sägewerk getrocknet und zu Paletten weiterverarbeitet. Es wird eine Umlaufzahl von 50 berücksichtigt. Neben dem Palettenfertigung werden in dem Modul alle Energievorketten, sowie innerbetriebliche Transporte enthalten.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Stromnetz Deutschland enthalten: Hochspannungsnetz – 30% Mittelspannungsnetz - 20% Niederspannungsnetz – 50%</li> <li>• Wärmeerzeugung anteilig durch Heizwerke enthalten: Heizöl S – 0,6% Heizöl EL – 92,8% Erdgas – 6,5% Steinkohle – 0,1%</li> </ul>
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Transporte zum Abfüller (290 km LKW- und Speditionsverkehr Kl. 5).
<b>8. Bezugsort</b>	<i>Im Szenarium 1</i> – Deutschland <i>Im Szenarien 2 und 3</i> – Russland
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>In Szenarien 1, 2 und 3</i> – 1991

#### 5.3.1.3.8 Allgemeine Anmerkungen und Annahmen zur Abfüllung

Vor der Modellierung der Stoff- und Energieflüsse werden die Besonderheiten der Datenerhebung in diesem Modul beschrieben.<sup>354</sup> In der Praxis werden nur in den seltensten Fällen Monoanlagen betrieben, d.h. Anlagen, auf denen nur ein Verpackungstyp (hinsichtlich der Gebindegrößen, -formen und -stoffen) abgefüllt wird. Eine verpackungsspezifische Datenerhebung bei den Abfüllbetrieben ist daher kaum möglich.

Aus diesem Grund wurden Monoanlagen für die Verbundkartons mit Maschinen und Aggregaten, die der Praxis entsprechen, konzipiert und zugehörige Verbräuche zusammengestellt. So eine Abfüllanlage setzt sich aus folgenden Teilen zusammen: Paletten-Check-Station, Paletten-Magazin, Füller / Verschießer, Füllstand-Kontrolle, Codierung, Karton-Packer, Befüll-Kontrolle, Palettierer, Paletten-Stretch, Transportbänder.

<sup>354</sup>Vgl. UBA 2000b, 66, dass. 2000c, Bericht 5, 2ff.

Folgende Aspekte werden aus der Betrachtung ausgeklammert: Büroräume, Lagerräume, Belegschaftskabinen, Stapler zum Beschicken und der Abnahme der Linien, Innerbetriebliche Warenbewegungen, Regalsysteme im Waren-Ein- und -Ausgang, Wasseraufbereitung, Abwasserbehandlung, Abfallentsorgung, Abgasreinigung.

*Zu berücksichtigende Ströme.* Die untersuchten Inputs- und Outputgrößen sind die Verbräuche an Energie, Dampf, Druckluft, Wasser und Betriebsmitteln.

*Auslastung und Nennleistung der Abfüllanlagen.* Es wird von einer knappen 2-Schichtbelegung ausgegangen, d.h. 16 Arbeitsstunden bei 220 Tagen pro Jahr. Auf die Nennleistung bzw. Nennkapazität der Anlage beziehen sich die erhobenen Daten. Diese Nennleistung wird aber im Alltagsbetrieb nicht ständig erreicht, sondern nur kurzzeitig unter Optimalbedingungen. Dementsprechend sind die Daten zu korrigieren (siehe unten). Die Nennleistungen sind immer auf den Füller abgestimmt. Die Aggregate, die vor oder nach dem Füller liegen, müssen in ihrer Leistung entsprechend höher konzipiert werden, um keine Staus zu verursachen.

*Effektiver Verbrauch an Energie, Wasser und Betriebsmitteln.* Das effektive Ausbringen liegt selbst bei den Monolinien bei durchschnittlich 70-75% und bei maximal 80-85 % im Jahresmittel. Dies aber bei einem Verbrauch an Energie, Wasser und Betriebsmitteln in Höhe der Nennleistung. In der vorliegenden Ökobilanz wird die effektive Leistung in Höhe von 75 % der Nennkapazität angenommen (900 Verpackungen pro Stunde). Da als Bezugsgröße die Nennleistung (1 200 Verpackungen pro Stunde) genommen wird, sind die Angaben über die Energie- und Stoffströme um den Faktor 1,3 nach oben zu korrigieren.

Außerdem, muss ein Zuschlag von 10-12 % bei den Wasser- und Sattdampfverbräuche für die äußerliche Reinigung der Hallen und Maschinen und ferner ein pauschaler Zuschlag für nicht erfasste Antriebe (Zusatzpumpen, Gebläse), Beleuchtung und Steuerung der Produktionsanlage von 5-7 % beim Energieverbrauch gerechnet werden (betroffene Verbräuche werden dementsprechend um die Faktoren 1,11 und 1,06 korrigiert). In den Datensätzen des Moduls „Abfüllung“ (vgl. Anhang B) findet man die unter Berücksichtigung von oben genannten Faktoren umgerechneten Angaben.

*Abfälle.* Die Abwassermenge ist dem Frischwasserverbrauch gleich. Der ausgewiesene Schmierstoffverbrauch verdunstet teilweise, schwitzt teilweise aus oder wird herausgedrückt und abgewaschen und gelangt teilweise ins Abwasser.

Die Abscheidung organischer (Stärke-, Kasein-Reste, Papierfasern) und anorganischer Reststoffe (Pigmente usw.) erfolgt im Isolier- bzw. Absetztank und wird als Sondermüll entsorgt. Die Menge beträgt zwischen 2,5 und 10 m<sup>3</sup>/a. Ausgehend von der

Auslastung der Abfällanlage und einer durchschnittlichen Dichte des Sondermülls wurde der Sondermüllanfall in Höhe von 2,05 kg/h angenommen.

*Verpackungsinput und –output.* Zu diesem Modul fließen sämtliche Ströme der eingesetzten Verpackungstoffe aus der Produktion und teilweise aus dem Verbrauch:

- neu hergestellte Verbundkarton, Wellpappe und Polyethylen,
- Rücklauf des Palettenholzes,
- neu hergestelltes Palettenholz (Ersatz für die nach 50 Umläufen kaputten Paletten; die Menge entspricht einer fünfzigsten des Palettengewichtes).

Es werden hier sowohl die abgefüllten, ordnungsgemäß zum Transport abgepackten Getränkekartons (vgl. Tab. 40), als auch Verpackungstoffreste zur Beseitigung bzw. zur Wiederverwertung abgegeben.

*Tabelle 40. Primär-, Um- und Transportverpackungen*

Verpackungsarten	Gewicht pro 1 200 Getränkekartons (Nennleistung einer Abfällanlage), kg
Verbundkarton	35,16
Wellpappe-Tray	7,78
Holzpalette*	30,55
PE-Stretch-Folie**	1,08
<b>Summe</b>	<b>73,49</b>

\* Bei den Holzpaletten ist in der Sachbilanz die Umlaufzahl in Höhe von 50 berücksichtigt, d.h. die Input- und Outputströme sind auf 0,51 kg Palettenholz pro 1000 Getränkekartons abgestimmt.

\*\* Stretch-Folie aus LDPE, die zur Palettensicherung eingesetzt wird, wird wegen seines geringen Gewichtsanteiles (ca. 0,15 %) in diesem Modul nicht berücksichtigt.

### 5.3.1.3.9 Abfüllung in Szenarien 1, 2 und 3

Im Bereich der Abfüllung unterscheiden sich die deutschen und russischen Gegebenheiten am wenigsten, denn vorwiegend die gleichen Maschinen zum Einsatz kommen, nämlich Abfüllungslinien der weltweit führenden Firma „Tetra Pak“.<sup>355</sup> Daher wird die Abfüllung mit einem Modul nach Angaben des UBA bilanziert (vgl. Tab. 41).<sup>356</sup>

*Tabelle 41. Beschreibung des 10. Moduls „Abfüllung“*

<b>1. Funktionale Einheit</b>	Die Daten sind auf eine Nennleistung in Höhe von 1 200 Kartons pro Stunde der Abfällanlagen abgestimmt.
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Der Datensatz umfasst den Abfüllungsprozess in einer typischen Abfällanlage.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	Verbundkarton, Wellpappe-Trays, Holzpaletten
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Abgefüllte und komplett abgepackte Getränkekartons
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Das Modul beschreibt eine relativ moderne Abfällanlage, die etwa dem Ist-

<sup>355</sup>Zur Technologie der Verbundkartonherstellung und Abfüllung vgl. Anhang A, Teil II.

<sup>356</sup>Vgl. UBA 2000c, Bericht 5.

	Zustand der Praxis von 1997 entspricht.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	In Bereich des Verbrauchs an elektrischer Energie liegen die größten Unsicherheiten in der Datenerhebung, da verschiedene Abfüllungsanlagen sehr unterschiedliche Energiewerte aufweisen.
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Keine
<b>8. Bezugsort</b>	<i>Im Szenarium 1</i> – Deutschland <i>Im Szenarien 2 und 3</i> – Russland
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>Szenarien 1, 2 und 3</i> – 1997

### 5.3.1.4 Nachketten

Zu den Nachketten gehören die Module, die den Lebensweg einer Verbundverpackung nach der Fertigung beschreiben:

- Modul 11 - Handel / Verbrauch,
- Modul 12 - Wertstoffsartierung (Deutschland),
- Modul 13 - Sortierung von Altpapier (Deutschland),
- Modul 14 – Altpapiererfassung (Russland).

#### 5.3.1.4.1 Allgemeine Anmerkungen zum Handel / Verbrauch

Der Handel (z.B. Getränkefachgroßhandel, Zentralläger, letzte Handelsstufe) kommissioniert Getränke. Ferner werden hier Wellpapetrays und Holzpaletten aussortiert. Der Handel bestimmt das logistische Distributionskonzept der Getränke. Aus der Distribution stammende Umweltverbräuche und Emissionen werden im Abschnitt „5.3.1.6 Transportvorgänge“ erläutert. Andere in diesem Bereich und bei dem Verbrauch vorkommende Umwelteinflüsse (etwa aus der Handhabung von Lagergut) werden im Rahmen der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt, weil die damit verbundenen Umweltwirkungen im Kontext der Studie nicht ergebnisrelevant sind.<sup>357</sup>

#### 5.3.1.4.2 Sortierung von Altpapier im Szenarium 1

Dieser Datensatz ist nur für das 1. Szenarium relevant.<sup>358</sup> Das Modul „Sortierung von Altpapier“ beschreibt die Sortierung und primäre Aufbereitung von Altpapier und Altpappe mit dem Ziel, Sekundärfaser zur Papier- und Pappproduktion aus dem separat eingesammelten Papier zu erhalten. Das Altpapier und Altpappe wird entweder innerhalb des

<sup>357</sup>Vgl. auch die Abgrenzung des betrachteten Systems im Abschnitt „5.2.2.5 Systemgrenzen“.

<sup>358</sup>In Russland sieht die Altpapiererfassung für die Recyclingzwecke anders aus, vgl. den Abschnitt „5.3.1.4.4 Altpapiererfassung im Szenarium 2“.

bilanzierten Systems zum Papier/Pappe verarbeitet (vor allem zur Herstellung von Wellpappe), oder in nachgeschalteten Systemen eingesetzt. Der Modul wurde nach Umweltbundesamt bilanziert (vgl. Tab. 42).<sup>359</sup>

Der Weg von Papier zum Sortierwerk hat zwei Schritte: Altpapiersammlung im Rahmen des Dualen Systems Deutschland, DSD, (Bring- oder Holsystem für Haushalts- und Gewerbeabfälle) und Abfalltransport mit einem Müllfahrzeug. Diese Schritte werden im 20. Modul „Mülltransporte“ beschrieben. Als geographische Systemgrenze des Moduls 13 „Sortierung von Altpapier“ wird somit das Territorium einer Sortieranlage festgelegt.

Tabelle 42. Beschreibung des 13. Moduls „Sortierung von Altpapier“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Papier/ Pappe
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Der Datensatz umfasst die Sortierung von Altpapier und Altpappe, die an zwei Modulen anfallen: an der Entsorgung von Abfällen beim Handel und Verbraucher (Modul 11) und am Abfüller (Modul 10) (Wellpappetrays aus der Transportverpackung angelieferter Packstoffe). Altpapier und Altpappe werden weiter für die Wellpappe- und Verbundkartonproduktion (Module 7 und 8) eingesetzt.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	Altpapier, Altpappe, unsortiert
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Altpapier, sortiert
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Der Datensatz beschreibt einen Sortierungsprozess in einer mittleren Sortieranlage.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	Keine
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Keine
<b>8. Bezugsort</b>	<i>Szenarium 1</i> - Deutschland
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>Szenarium 1</i> - 1990er Jahre

#### 5.3.1.4.3 Wertstoffsortierung DSD im Szenarium 1

Das Modul „Wertstoffsortierung DSD“ wird nur im Szenarium 1 vertreten. In diesem Modul wird die Gewinnung von Aluminium aus der gemischten Fraktion „Verpackungsabfälle“ erzielt. Parallel wird Polyethylen aussortiert, der mit dem Output dieses Moduls die betrachteten Systemgrenzen verlässt.

Das Modul wurde aufgrund des entsprechenden Datensatzes vom Umweltbundesamt bilanziert (vgl. Tab. 43).<sup>360</sup> Allerdings wurden alle mit dem Abfalltransport zum Sortierwerk verbundenen Umweltaspekte (Energieverbrauch, Luftemissionen usw.) nachträglich herausgerechnet (sie werden im Modul 20 „Mülltransporte“ berücksichtigt). Dafür wurde von

<sup>359</sup>Vgl. UBA 2000c, 227f.

<sup>360</sup>Vgl. dass. 2000c, 224ff.

dem gesamten angegebenen Energieverbrauch (566 MJ pro 1 t Abfall) der nach Heizwert von Diesel berechnete Energieverbrauch durch Transporte (470,4 MJ) abgezogen.<sup>361</sup>

Tabelle 43. Beschreibung des 12. Moduls „Wertstoffsartierung DSD“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Flaschen / Dosen / Getränkekartons (AzV)
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Der Datensatz beschreibt Sortierung von DSD-Abfällen, die aus der Entsorgung von Abfällen beim Verbraucher (Modul 11) stammen und sekundäre Rohstoffe (Sekundäraluminium) für die Verpackungsproduktion (Module 2) liefern.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	Verpackungsabfälle
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Aluminium
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Der Datensatz umfasst Sortierung von Abfällen in einer mittleren Sortieranlage.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	Keine
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Keine
<b>8. Bezugsort</b>	<i>Szenarium 1</i> - Deutschland
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>Szenarium 1</i> - 1990er Jahre

#### 5.3.1.4.4 Altpapierfassung im Szenarium 2

Die Verwertung vom Altpapier ist in der Russischen Föderation im Vergleich zur Bundesrepublik Deutschland nicht so weit verbreitet. Nur ein geringer Teil der wertvollen Altstoffe kehrt in den Wirtschaftskreislauf zurück. In einigen Städten und Regionen Russlands, u.a. im Gebiet Moskau, wird die Altpapiersammlung anhand kommunaler oder (am meisten) privater Kleinunternehmen organisiert.<sup>362</sup> Im Gebiet Tyumen erfolgt die Altpapiersammlung nicht. Deswegen ist dieser Datensatz nur für das 2. Szenarium relevant.

Die Schemen der Altpapiersammlung in Russland unterscheiden sich von solchen in Deutschland prinzipiell. Altpapier wird relativ gut aussortiert gegen Entgelt bei Annahmestellen aufgenommen, die eine primäre Aufbereitung (vor allem Pressen) durchführen. Vorteilhaft ist es, dass die Sortierkosten von Altpapierlieferanten getragen werden (die Fließbänder mit manueller Auslese durch Sortierpersonal werden erspart).

<sup>361</sup>Bei der Berechnung wurden folgende Parameter festgelegt: eine maximale Zuladung von Müllfahrzeug ist 3,75 t (vgl. UBA 2000b, 97), ein durchschnittlich angenommener Kraftstoffverbrauch von Müllsammelfahrzeugen beträgt 60 l pro 100 km (vgl. UBA 2000b, 78). Bei der durchschnittlichen Transportentfernung zu einer Entsorgungseinrichtung in Höhe von 30 km (vgl. UBA 2000b, 78) besteht der ganze Weg vom Müllfahrzeug aus drei Abschnitten: 30 km Hinfahrt (mit Auslastungsgrad 0 %), 30 km Rückfahrt (mit Auslastungsgrad 100 %) und Sammeltour (etwa 10 km). Heizwert von Diesel beträgt im Durchschnitt 42 MJ pro l, vgl. Die Freie Enzyklopädie Wikipedia (zuletzt überarbeitet am 06.12.04): Heizwert, <http://de.wikipedia.org/wiki/Heizwert>.

<sup>362</sup>Dabei spielt die lokal eingeführte getrennte Abfallsammlung keine wesentliche Rolle. Vgl. Golovančikov et al. 2002, 11f., Ivanov et al. 2002, Jakovenko 2002, 3, Krjučkov 2004, o.V. 2003a, o.V. 2003c, o.V. 2003d, Tihonov 2002, Smirenyj et al. 2000, 38.

Nachteile sind geringere Sammelleistungen. *Zwei Typen* der Unternehmen sind in diesem Bereich tätig:<sup>363</sup>

- *Sehr kleine Annahmestellen*, wo Altpapier manuell in kleine Ballen gekippt und umwickelt wird. Die einzige technische Einrichtung ist hierbei normalerweise eine Waage. Das Altpapier wird vor allem von der Bevölkerung gebracht. Transportaufwand kann nicht berechnet werden. Solche Annahmestellen sammeln ca. 30 % des erfassten Altpapiers.
- *Größere Annahmestellen* beschäftigen sich in der Regel neben Annahme vom aussortierten Altpapier mit der Altpapiersammlung (vor allem von den Kaufhäusern und Gewerbebetrieben). Dafür haben sie eigene Transportmittel. Transportaufwand wird nachträglich mit dem Modul „Allgemeine Transporte“ berücksichtigt. Deren Anteil ist 70 %. Diese Unternehmen verfügen meist über eine oder mehrere technische Linien (eingebaute Waage, Presseinrichtung).

Die Umweltwirkungen bei derartiger Altpapiererfassung setzen sich aus Energie- und Betriebsstoffverbrauch zusammen.<sup>364</sup> Letzteres wird ebenfalls wie im Szenarium 1 aus der Betrachtung ausgeklammert.

Der Energieverbrauch von installierten Anlagen wird aufgrund des Energieverbrauchs im Szenarium 1 (26,8 kJ pro 1 kg Altpapier) abgeschätzt. Dafür werden die Angaben vom ifeu zum Energieverbrauch einzelner technischer Einrichtungen einer deutschen Sortieranlage, wie Förderbänder, Zerkleinerer, Siebe, Metallscheider, Ballenpresse etc., analysiert.<sup>365</sup> Die üblicherweise bei den russischen Altpapiererfassungsbetrieben zweiten Typs eingesetzten Anlagen (Waage, Zerkleinerer, Ballenpresse) beanspruchen ca. 40% des gesamten Energieverbrauchs. Bei den Altpapiererfassungsbetrieben ersten Typs wird nur Energie des Personals verbraucht, die sich nicht in kJ beziffern lässt. Unter Berücksichtigung des Faktors 0,7 (für Anteil der Anlagen des zweiten Typs) wird der Inputgröße Energieverbrauch im diesen Modul in Höhe von 7,5 kJ pro 1 kg Altpapier festgelegt. Die Einteilung der Energie (mechanisch, elektrisch) wird nicht unternommen.

---

<sup>363</sup>Vgl. Internet-izdanie „Vtoričnoe syrje“ [Internet-Ausgabe „Sekundäre Rohstoffe“] (zuletzt überarbeitet am 11.12.04): Bumažnaja problema. Možno li zarabotat na makulature? [Problem mit Papier. Ob es möglich ist, mit Altpapier verdienen?], <http://www.recyclers.ru/modules/section/article.php?articleid=66>, Želobanov 2000, (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Artikel als Internet-Download vorliegt).

<sup>364</sup>Emissionen und Energieverbrauch aus Transport bei der Abfallerfassung werden im Modul 20 „Allgemeine Transporte“ nachträglich berücksichtigt.

<sup>365</sup>Vgl. ifeu 1994, 4-18f.

Da Altpapier zu Annahmenstellen schon vorsortiert angeliefert wird, wird nahezu 100% des Altpapiers in Ballen gepresst (vgl. Tab. 44).

Tabelle 44. Beschreibung des 14. Moduls „Altpapiererfassung“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Papier/ Pappe
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Der Datensatz umfasst die Erfassung von Altpapier und Altpappe durch Annahme von Bevölkerung und Kleinunternehmen in einer aussortierten Form. Altpapier und Altpappe werden für die Wellpappe- und Verbundkartonproduktion (Module 7 und 8) eingesetzt.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	Altpapier, Altpappe
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Altpapier, in Ballen gepresst
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Der Datensatz beschreibt eine Erfassung und primäre Aufbereitung von Altpapier.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	Keine
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Keine
<b>8. Bezugsort</b>	<i>Szenarium 2</i> – Gebiet Moskau
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>Szenarium 2</i> – Ende der 1990er Jahre

### 5.3.1.5 Beseitigung

In der vorliegenden Ökobilanz werden verschiedene Beseitigungsalternativen betrachtet:

- Modul 15 – Deponie Hausmüll,
- Modul 16 - Schlackendeponie,
- Modul 17 - MVA Hausmüll,
- Modul 18 - Kläranlage.

#### 5.3.1.5.1 Allgemeine Anmerkungen zur Müllverbrennung

In die vorliegende Ökobilanz wird *eine klassische Müllverbrennungsanlage mit der Rostfeuerung* einbezogen. Derartige Einrichtungen kommen bei Verbrennung von Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen sowohl in der Bundesrepublik Deutschland, wie in der Russischen Föderation am meisten zum Einsatz.<sup>366</sup>

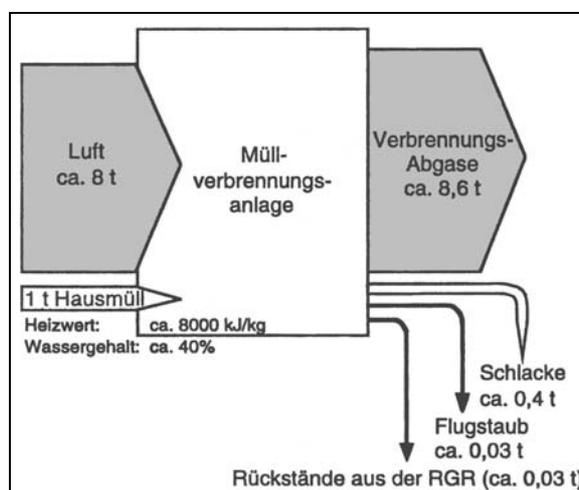
Vereinfacht gesagt entstehen bei der Abfallverbrennung:

- feste Rückstände (aus der anorganischen Fraktion) und
- Abgase (aus dem im Abfall enthaltenen Wasser und der organischen Fraktion).

<sup>366</sup>Vgl. Anhang A, Teil III.

Feste Rückstände fallen als Verbrennungsschlacken, Kesselaschen, Filterstäube, Schlamme und andere Rückstände aus der Rauchgasreinigung an. Abgase (gasförmige und organische Stoffe, Staub, Schwermetallen) entweichen nach der mehrstufigen Reinigung in die Luft. Darüber hinaus wird der Verbrennung Luft zugeführt, um möglichst vollständige Oxidation der Schadstoffe zu gewährleisten (in der Bilanz nicht berücksichtigt). Diese Stoffflüsse werden in der Abbildung 16 mit einer groben Massenabschätzung dargestellt. Des Weiterem entstehen bei der Müllverbrennung Zugaben, wie Heizöl, Chemikalien zur Rauchgasreinigung, Wasser zur Abkühlung der Schlacken und zur Rauchgasreinigung, sowie Abgaben, wie Gips, thermische und/oder elektrische Energie, Abwässer.

Abbildung 16. Eine grobe Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage<sup>367</sup>



Die Modellierung der Müllverbrennung in allen Szenarien umfasst den Energieaufwand, notwendige Betriebsstoffe und entstehende feste Abfälle und Emissionen. Dabei gilt als physikalische Systemgrenze die durch das Betriebsgrundstück begrenzte Anlage. Die Vorbehandlung der Abfälle, die Nachbehandlung von Rückständen aller Art außerhalb des Betriebsgeländes, die Herstellung und Entsorgung der Betriebsmittel bleiben außer Betracht.

Als Bezugseinheit wird in diesem Modul 1 kg Verpackungsabfällen (aller Art) verwendet. Dabei wird keine Differenzierung von Abfällen nach Ursprung, Stoff, Umweltschädlichkeit usw. vorgenommen. Deshalb muss es angenommen werden, dass Verbundverpackungsabfälle sich bei der Beseitigung ebenso abschneiden, wie hausmüllähnliche Abfälle im Durchschnitt.

<sup>367</sup>Vgl. Hermann et al. 1995, 162.

#### 5.3.1.5.2 Müllverbrennung in Szenarium 1

Als eine für die Bundesrepublik *typische Müllverbrennungsanlage* wird nach der Ökobilanz für Getränkeverpackungen II vom UBA eine mit einer Rostfeuerung ausgestattete Verbrennungsanlage festgelegt, deren Baujahr zwischen 1990 und 1995 liegt.<sup>368</sup> Die beschriebene moderne MVA verfügt sowohl über eine Rauchgasreinigungsanlage, die das Abgas bis deutlich unter die Anforderungen der 17. BImSchV reinigt, als auch über eine Energienutzung, bei der die durch die Verbrennung entstehende Wärme zur Erzeugung von Strom oder/und Wärme genutzt wird.<sup>369</sup>

Im Folgenden werden *die einzelnen Stufen* einer modernen Hausmüllverbrennungsanlage aufgezählt.<sup>370</sup> Das Müllfahrzeug entlädt den Hausmüll in einen Bunker. Der Bunker dient einerseits zur Lagerung des Hausmülls und andererseits zur Homogenisierung des Mülls, so dass ein relativ einheitlicher Heizwert des Abfalls gewährleistet ist. Außerdem wird aus dem Bunker die Primärverbrennungsluft für den Ofen angesaugt. Durch den dadurch herrschenden Unterdruck werden Geruchsbelästigungen und Staubemissionen eingeschränkt. Mit Hilfe eines Krans wird der Müll in den Einfülltrichter gegeben und gelangt über die Einfüllschacht in den Ofen. Der Verbrennungsrost im Ofen ist leicht geneigt und bewegt den Müll langsam durch den Verbrennungsraum. Die Verbrennung erfolgt bei 850 °C und die benötigte Verbrennungsluft wird von unten durch den Rost eingeblasen. Damit wird die Bildung von thermischen Stickoxiden vermieden, welche bei einer Verbrennungstemperatur von unterhalb 900 °C nicht stattfindet. Am Ende des Rostes gelangt die verbleibende Schlacke in ein Wasserbad, dort wird sie abgekühlt und schließlich in Containern oder auf einer Halde gelagert. Die entstandenen Verbrennungsgase kommen in die Nachbrennkammer und werden mit Hilfe von Sekundärluft verbrannt. Dann gelangen sie in einen Kessel, wo sie Dampf zur Produktion von Strom und Fernwärme erzeugen.

Die anschließende *Rauchgasreinigung* beginnt mit einem Elektrofilter, an dem sich der Staub abscheidet. Es folgt eine Quenche, also Kühlflächen zum schockartigen Abkühlen des durchströmenden Rauchgases, und eine HCl-Wäsche zur Absorption von Chlor- und Fluorwasserstoff. Dann folgt ein SO<sub>2</sub>-Wäscher zur Abscheidung der SO<sub>2</sub>-Gase unter Zugabe von Calciumhydroxid. Der entstehende Gips wird verkauft. Anschließend wird das Rauchgas über einen Flugstromabsorber (Gewebefilter) geleitet, um Dioxine, Furane, organische

---

<sup>368</sup>Vgl. UBA 2000b, 80.

<sup>369</sup>Vgl. 17. BImSchV 1990.

<sup>370</sup>Vgl. UBA 2000b, 80. Zur Technik der Müllverbrennung vgl. auch Brehm et al. 1985, 105ff., o.V. 1993, 48ff., Schulz 2003, 4f.

Verbindungen und Schwermetalle abzuscheiden. Die Entstickungsanlage bildet den Abschluss der Rauchgasreinigung. Hier wird Ammoniakwasser als Reduktionsmittel für die Stickoxide zugeführt. Die gereinigten Rauchgase gelangen in den Kamin und in die Atmosphäre.<sup>371</sup>

*Modellierung.* Die Grundlage der Modellierung bildet Datensatz „MVA-Hausmüll“ der UBA-Ökobilanz (vgl. Tab. 45).<sup>372</sup> Die Angaben zum Energieaufwand, Wasser- und Betriebsstoffverbrauch, sowie zum Aschen-, Schlacken- und Rauchgasreinigungsrückständeanfall wurden nach einem Vergleich mit anderen Literaturangaben, der eine Übereinstimmung gezeigt hat, direkt übernommen. Eine Übernahme der Angaben zu Luftemissionen war nicht möglich, da der Datensatz des UBA in einer aggregierten Form vorliegt (neben Emissionen aus Abfallverbrennung wurden Emissionen aus Mülltransporten mitberücksichtigt).

*Zu den festen Rückständen der Müllverbrennung.* Der Anteil an Unbrennbarem im Müll (ca. 30%) fällt nach der Verbrennung als Schlacke und Flugasche an. Bei der Verbrennung entstehen 312 kg *Schlacke*, aus dem Eisenschrott (ca. 30 kg) gewonnen wird, und etwa 7-8 t Rauchgase. Die Rauchgase enthalten normalerweise ca. 18 kg *Flugasche*, die in den Rauchgasfiltern zurückgehalten werden.<sup>373</sup> Während Schlacken nach der Eisengewinnung der Verwertung zugeführt werden, sollen Aschen deponiert werden.<sup>374</sup> Dementsprechend werden Aschen und Schlacken in der Input- und Outputzusammenstellung als Abfälle zur Beseitigung bzw. Abfälle zur Verwertung bezeichnet. Die im Rauchgas enthaltenen gasförmigen Schadstoffe werden in der Rauchgasreinigung entfernt und als feste *Rauchgasreinigungsrückstände* (ggf. nach Abwasserbehandlung) gefällt (etwa 16 kg; in Bilanz unter Abfälle (RGR) zu finden).

*Zu den Luftemissionen bzw. Abgasen.* Die Schadstoffausstöße mit Abgasen wurden aufgrund einer Reihe von Publikationen errechnet. Drei davon befassen sich mit dem aktuellen Stand der Technik der Müllverbrennung, der den Anforderungen der 17. BImSchV gerecht ist.<sup>375</sup> In vier anderen Veröffentlichungen werden Informationen zu Luftemissionen

---

<sup>371</sup>Vgl. UBA 2000b, 81. Zu den Rauchgasreinigungsstufen vgl. auch Brehm et al. 1985, 114ff., Comfère 1996, 112f., Hackl 1991, Reimann 1993, 298, Zimmermann 1996, 82ff.

<sup>372</sup>Vgl. UBA 2000c, 238f.

<sup>373</sup>Die Bezeichnungen Flugasche, Flugstaub und Filterstaub werden synonym benutzt.

<sup>374</sup>Vgl. UBA 2000b, 86.

<sup>375</sup>Vgl. Reimann 1993, 293, Vogt 1992, 180, Zimmermann 1996, 85.

von ausgewählten modernen MVA erfasst.<sup>376</sup> Aufgrund dieser Quellen wurden Emissionen von NH<sub>3</sub>, HCl, HF, CO, Metalle, NO<sub>x</sub>, Partikel (Staub), SO<sub>2</sub>, PCDD, PCDF und TOC errechnet. Die Ausstöße von NMVOC (außer Dioxinen und Furanen) wurden nach Angaben von Vehlou und Vogg angeführt.<sup>377</sup> Zur Ermittlung von Kohlendioxidemissionen wurden Angaben über Abluftzusammensetzung verwendet.<sup>378</sup> Falls die Werte in mg/ng pro m<sup>3</sup> Abluft angegeben sind, wurden sie für Abluftvolumen 5100 m<sup>3</sup> umgerechnet, das durchschnittliche Volumen bei Verbrennung einer Tonne Müll.

#### 5.3.1.5.3 Müllverbrennung im Szenarium 2

*Festlegung einer typischen Müllverbrennungsanlage.* Da im Gebiet Tyumen (wie in den meisten Regionen Russlands) keine MVA vorhanden sind, taucht das Modul „MVA-Hausmüll“ in 3. Szenarium nicht auf. Weitere Ausführungen beziehen sich auf 2. Szenarium.

In den 1990er Jahren gab es in Russland sieben Müllverbrennungsanlagen, drei davon in Moskau.<sup>379</sup> Der technische Stand dieser MVA entspricht den heutigen Anforderungen an Schadstoffgehalten in Luftemissionen nicht. Im Jahr 2004 hat eine moderne 8. MVA in Moskau Betrieb aufgenommen. Diese wird aus der Betrachtung ausgeklammert, da sie außerhalb von festgelegten (zeitlichen) Systemgrenzen liegt.

Die betrachteten sieben MVA wurden von 1983 bis 1986 gebaut. Sechs MVA waren mit importierten Rostfeuerungsanlagen ausgerüstet, die dem technischen Stand der 1960-1970er Jahren entsprechen (aus ehemaliger Tschechoslowakei, Dänemark und Deutschland). Ihre jährlichen Kapazitäten schwanken von 50 000 bis 200 000 t. Außer Verbrennungswärme wurde nur Eisenschrott genutzt.<sup>380</sup> Das Hauptproblem dieser MVA ist eine unbefriedigende Rauchgasreinigung: sie verfügen normalerweise nur über Entstaubungssystem (Elektro- oder

---

<sup>376</sup>Fröhling führt Emissionswerte für MVA in Bonn und Ingolstadt an, vgl. Fröhling 1998, 101; Umweltbundesamt publiziert Jahresmittelwerte aus 5 bayrischen HMVA, vgl. UBA 1999a, 36; In einer Studie im Auftrag des Österreichischen Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft werden Emissionen aller drei in Österreich betriebenen MVA untersucht, vgl. Stubenvoll et al. 2002, 61ff.; Betreiber einer Berliner MVA veröffentlichen Ergebnisse ihrer Emissionsmessungen, vgl. Berliner Stadtreinigungsbetriebe (zuletzt überarbeitet am 13.11.04): Müllverbrennungsanlage in Ruhleben, <http://www.bsr-online.de/bsr/html/1163.htm>.

<sup>377</sup>Vgl. Vehlou et al. 1991, 449ff.

<sup>378</sup>Vgl. o.V. 1993, 52.

<sup>379</sup>Vgl. Anhang A, Teil III.

<sup>380</sup>Vgl. Mirnyj et al. 1997, 42.

Gewebefilter) und nasse Rauchgaswäsche zur Abscheidung von Schwefeloxiden, Halogenwasserstoffen und gasförmigen Schwermetallen, insbesondere Quecksilber.<sup>381</sup>

*Modellierung.* Die Input- und Outputströme im Szenarium 2 werden unter Berücksichtigung folgender Umstände modelliert:

- Bedarf an Hilfsmittel zur Rauchgasreinigung ändert sich.
- Wiedereinsatz von Schlacken erfolgt nicht.
- Konzentrationen von Schadstoffen im Abgas sind höher, als im 1. Szenarium.

Bedarf an *Betriebsstoffen* bei der Müllverbrennung hängt von den eingesetzten Rauchgasreinigungsverfahren ab. In einer typischen MVA in Russland werden zum einen Elektro- und Gewebefilter eingesetzt, deren Betrieb keine Rauchgasreinigungsmittel beansprucht, und zum anderen eine nasse Rauchgaswäsche, bei der Calciumhydroxid verwendet wird.

Frisches *Wasser* wird für die Schlackekühlung (ca. 0,3 m<sup>3</sup>) und Rauchgaswäsche (ca. 0,9-1 m<sup>3</sup>) verwendet.<sup>382</sup> Im Unterschied zu einer deutschen MVA wird ca. 0,1 m<sup>3</sup> Wasser weniger in Anspruch genommen, weil bei der Gasreinigung keine Entstickung erfolgt.

Menge an *Aschen und Schlacken* bei der Verbrennung hängt vom Anteil an Brennbarem im verbrannten Müll ab. Die Untersuchung der Zusammensetzung vom Hausmüll in Deutschland und Russland hat keine wesentlichen Unterschiede hinsichtlich des Gehaltes an Brennbarem gezeigt. Der Anfall an festen Verbrennungsrückständen wird daher wie im 1. Szenarium auf 330 kg pro Tonne Abfall geschätzt. Aus gleichem Grund bleibt die Menge am gewonnenen Eisen im Vergleich zum 1. Szenarium auch unverändert. Während in Deutschland die Müllverbrennungsschlacke verwertet werden, werden sie in Russland deponiert. Daher werden 100% Aschen und Schlacken in der Input-Outputbilanz unter Abfällen zur Beseitigung erfasst.

Menge an *Rauchgasreinigungsrückständen* wird im Vergleich zum 1. Szenarium ca. 3 kg kleiner. Der Unterschied stammt aus einer Massenbilanz für Gasreinigung (durch Entfallen von Aktivkoks und Ammoniumhydroxid wird die gleiche Menge an Abfällen eingespart).

*Energiebilanz* einer MVA in Russland unterscheidet sich von dieser in Deutschland nicht.

---

<sup>381</sup>Vgl. Jufit 1998, Abschnitt „Aufbau der Verbrennungsanlagen“ (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Buch als Internet-Download vorliegt).

<sup>382</sup>Vgl. Reimann 1993, 290.

Eine Grundlage der Modellierung von *Luftemissionen* bildeten:

- zugängliche Daten über Stand der Technik der Abfallverbrennung in 1960-1970er Jahren (bei HCl, HF, CO, Pb, Cd, Cu, Hg, Zn, NO<sub>x</sub>, Partikel, SO<sub>2</sub>, PCDD, PCDF),<sup>383</sup>
- gesetzliche Anforderungen an Luftemissionen von MVA in den 1970er Jahren (bei As, Cr, Ni).<sup>384</sup>

Die Menge an Kohlendioxid bleibt weitgehend unverändert. Um andere schädliche Luftemissionen (NH<sub>3</sub>, NMVOC außer Dioxinen und Furanen, gesamten Kohlenstoff) abzuschätzen, wurde das Verhältnis zwischen Emissionsangaben im 1. Szenarium und ermittelten Angaben im 2. Szenarium analysiert (im Prinzip werden dabei Stand der Technik in den 1990er und 1970er Jahren verglichen).<sup>385</sup> Abgaskonzentrationen dieser Schadstoffe wurden unter der Annahme berechnet, dass sie sich in diesem Zeitraum in einem gleichen Ausmaß geändert haben, wie andere Konzentrationen. Die angegebenen Werte in mg/ng pro m<sup>3</sup> Abluft wurden für Abluftvolumen 5100 m<sup>3</sup>, das bei Verbrennung einer Tonne Müll entsteht, umgerechnet.

Tabelle 45. Beschreibung des 17. Moduls „MVA Hausmüll“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Abfälle (AzB) hausmüllähnlich
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Die hausmüllähnlichen Abfälle aus der Produktion und vom Verbraucher werden verbrannt.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	hausmüllähnliche Abfälle
<b>4. Wichtige Outputs</b>	-
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	Der Datensatz beschreibt die Verbrennung von hausmüllartigen Reststoffen in einer Hausmüllverbrennungsanlage mit Rostfeuerung. <i>Im Szenarium 1</i> wird die Anlage bilanziert, mit der die Anforderungen der 17.BimSchV sicher eingehalten werden. Abgasreinigung enthält fünf Stufen: Elektrofilter, HCl-Wäsche, SO <sub>2</sub> -Wäsche, Gewebefilter (Flugstromabsorber), Entstickungsanlage. <i>Im Szenarium 2</i> wird eine ältere MVA bilanziert, die über drei Rauchgasreinigungsstufen verfügt: Elektrofilter/Gewebefilter, HCl-Wäsche, SO <sub>2</sub> -Wäsche.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	Keine
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Keine
<b>8. Bezugsort</b>	<i>Im Szenarium 1</i> – Deutschland <i>Im Szenarium 2</i> – Gebiet Moskau
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>In Szenarien 1 und 2</i> – zweite Hälfte der 1990er Jahre

<sup>383</sup>Vgl. Koch et al. 1984, 72, Vogg 1992, 180.

<sup>384</sup>Vgl. Anforderungen von TA-Luft (Fassung 1974) nach Kassebohm et al. 1992, 118. Wie der Vergleich von TA-Luft-Anforderungen und gemessenen MVA-Emissionen von Metallen zeigte, wurden die Emissionsgrenzwerte im Durchschnitt unterschritten, wobei reale gemessene Ausstoße etwa 1,4% des Grenzwertes betragen. Es wurde angenommen, dass für As, Cr und Ni eine gleich große Grenzwertunterschreitung gilt.

<sup>385</sup>Aus dem Vergleich folgt, dass Konzentrationen an Schadstoffen im MVA-Abluft in den 1990-er Jahren etwa 20 840 Mal niedriger waren, als diese in den 1970-er Jahren.

#### 5.3.1.5.4 Allgemeine Anmerkungen zur Müllablagerung

Vor der Beschreibung von den bei der Bilanzierung festgelegten Annahmen zur Müllablagerung werden auf dieser Stelle in Kürze die Aspekte erläutert, die eine negative Umweltwirkung einer Mülldeponie begründen:

- Eine Deponie gibt auf lange Zeit an die Umgebung Reaktions- und Abbauprodukte (Gas und Sickerwasser) der eingebrachten Abfälle ab. Emissionen des Deponiegases kommen im Laufe von Jahrzehnten zum Erliegen, wogegen Sickerwasser bei nicht unterbundenem Wasserzu- und Wasserabfluss weiter anfällt.<sup>386</sup>
- Abdichtungen, die zur Abschirmung eines Deponiekörpers von seiner Umwelt dienen, sind Barrieren, die aus heutiger Sicht wirksam sind, über deren langfristige Dichtwirkung aber keine Erfahrungen vorliegen.<sup>387</sup>

Die Verschärfung der Anforderungen an Mülldeponien und die darauf folgende Sanierung bzw. Rückbau von ökologisch unvorteilhaften Deponien haben in Deutschland zu einer erheblichen Verbesserung der Umweltcharakteristiken der Müllablagerung geführt. In Russland dagegen sind immer noch sowohl Deponien ohne notwendige Deponiegas- und Sickerwassererfassungssystemen, als auch völlig ungesicherte „wilde Müllkippen“ weit verbreitet. Deswegen wird die Erstellung eines Modells einer typischen Mülldeponie in beiden Ländern sehr unterschiedlich durchgeführt.

#### 5.3.1.5.5 Müllablagerung in Szenarium 1

Heute gibt es in der Bundesrepublik *fünf verschiedene Deponieformen*:<sup>388</sup>

- Geschlossene Grubendeponie,
- Offene Grubendeponie,
- Deponie am Hang,
- Deponie im Taleinschnitt,
- Haldendeponie.

---

<sup>386</sup>Zu den Deponiegasen vgl. Dernbach 1991, 174f., Hermann et al. 1995, 96ff., Rettenberger 1991, 22. Zu den Emissionen des Sickerwassers vgl. Brehm et al. 1985, 155, Hermann et al. 1995, 98f., Jacobitz 1993, 183f., Kursawa-Stucke et al. 1994, 35, Schnauffer 1994, 17, Stegmann 1992, 198ff., Weber 1992, 170-174

<sup>387</sup>Zu der Oberflächenabdeckung und der Deponiebasisabdichtung vgl. Brehm et al. 1985, 157f., Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 1998, 19ff., o.V. 1993, 96ff., Rettenberger 1992, 12, Urban-Kiss 1992, 81ff.

<sup>388</sup>Vgl. UBA 2000b, 86. Zur Übersicht der Bauformen von Deponien vgl. u.a. Hermann et al. 1995, 93f.

Die ersten Deponien wurden in Gruben angelegt und haben die meisten Nachteile, da das Sickerwasser abgepumpt werden muss und das Deponiegas häufig unkontrolliert entweicht. Die Haldendeponie setzte sich aufgrund der guten Kontrollmöglichkeiten der Deponiebasis und der Gasbildung verstärkt durch.

Bei einer durchschnittlichen Deponielaufzeit in Höhe von 50 Jahren werden *zwei Phasen einer Mülldeponie* unterschieden:<sup>389</sup>

- Phase A (Einbauphase) – erste 10 Jahre,
- Phase B (nach dem Verfüllende) – ab 10 Jahren.

Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle werden während der Einbauphase angeliefert und in den Deponiekörper eingebaut. Schon während dieser Zeit gibt es auf der Deponie Bereiche, die bereits nicht mehr in Betrieb sind und abgedeckt werden. Deponiegas und Sickerwasser werden nicht erst nach der Abdeckung des Deponiekörpers, sondern auch während der Einbauphase erfasst.

*Grundlagen zur Bilanzierung der Umweltauswirkungen durch die Deponierung von Abfällen.* Ausgangspunkte der Bilanzierung sind Hauptemissionspfade: das Sickerwasser und das Deponiegas. Die Höhe der Emissionen wird durch die technische Ausstattung von *Einrichtungen zur Emissionsminderung am Deponiestandort* bestimmt. Dazu gehören:<sup>390</sup>

- Systemen zur kontrollierten Erfassung von Sickerwasser und Deponiegas und
- Systemen zur Behandlung der erfassten Sickerwasser- und Deponiegasmengen.

Das gefasste *Deponiegas* kann in Feuerungsanlagen oder Gasmotoren energetisch genutzt werden oder in einer Fackel bzw. Muffel ohne energetische Nutzung verbrannt werden. Reinigungsanlagen für *Sickerwasser* sind teilweise mit einer biologischen Stufe, Ultrafiltration und Aktivkohleadsorption ausgestattet. Häufig ist die Sickerwasserreinigung allerdings auf eine Behandlung mittels Umkehrosiose beschränkt. Aus technischen Gründen entweicht aber auch bei Deponien mit Fassungssystemen immer auch ein Teil des Sickerwassers und Deponiegases diffus an die Umwelt.

Die Schadstofffreisetzung aus Deponien erfolgt über einen längeren *Zeitraum* hinweg, da die Schadstoffmobilisierung erst allmählich und in Abhängigkeit von mikrobiellen und physiko-chemischen Abbauprozessen stattfindet. So können Sickerwasseremissionen in einem *Zeitraum* von Jahrzehnten bis mehreren Jahrhunderten auftreten. Für

---

<sup>389</sup>Vgl. UBA 2000b, 86f. Die ältesten Mülldeponien sind vor einer kürzeren Zeitperiode (ca. 20-40) entstanden, aber es wird angenommen, dass nach ca. 50 Jahren auf den meisten Deponien keine Schadstoffemissionen mehr entstehen. Aus diesem Grund wird ein Nachsorgezeitraum bei der Ablagerung unvorbehandelten Abfälle als 50 Jahre eingeschätzt.

<sup>390</sup>Vgl. dass. 2000b, 87.

Deponiegasemissionen im klassischen Sinne ist mit einem Zeitraum von 20 bis 30 Jahren zu rechnen. Nach 15 bis 20 Jahren sind höchstens noch sog. Schwachgasemission zu erwarten, deren geringer Methangehalt keine Verfeuerung mehr zulässt. Während in den ersten 10 Jahren bis zu 120 m<sup>3</sup>/h pro 100 000 t Müll entstehen, sinkt die Deponiegasmenge danach auf unter 20 m<sup>3</sup>/h pro 100 000 t Müll. Ab dieser Zeit zieht die Deponie Luft und man kann Methanoxidation und zunehmende Aerobisierung des Müllkörpers erwarten.<sup>391</sup>

*Modellierung der Umweltauswirkungen durch die Mülldeponien.* Die Definition einer typischen Deponie beruht auf einer vom UBA durchgeführten Analyse der technischen Ausstattung der verschiedenen Deponieanlagen in der Bundesrepublik Deutschland.<sup>392</sup> UBA-Angaben zu einer durchschnittlichen Deponie enthalten unter anderem die Informationen über die Menge von diffus entwichenen und gefassten Deponiegasen und Sickerwässern, sowie über Anteilen der verschiedenen Behandlungsalternativen.

Zur Ermittlung der installierten Behandlungstechniken wurden vom UBA die in der BRD verfügbaren Deponien den einzelnen Behandlungstypen zugeordnet, z.B. Deponien mit Gasfassung und Gasmotor und/oder mit Sickerwassererfassung. Daraufhin wurde von allen Deponien eines Behandlungstyps die Summe des noch zu verfüllenden Restvolumens bestimmt und dieser in Beziehung zum gesamten Restvolumen aller Deponien gesetzt. Daraus lässt sich der technische Standard für eine zukünftig in Deutschland abzulagernde Tonne Abfall ermitteln.<sup>393</sup> Dabei ergibt sich die in der Abbildung 17 zusammengefasste Aufteilung.

Das Modell der technischen Anlagen, wie Gas- und Sickerwassererfassung und –reinigung und Anlagen zur Nutzung des Gases, entspricht in ihrer Ausführung dem Stand der Technik. Diese Einrichtungen sind entsprechend der Deponielaufzeit auf 50 Jahre Nutzungsdauer ausgelegt. Zur Berechnung der Deponiefläche wurde eine *Einbaudichte* von 1 m<sup>3</sup> je Tonne deponiertem Abfall und eine *Einbauhöhe* von 20 m angenommen.<sup>394</sup>

*Die Zusammenstellung von Input- und Outputströmen* (vgl. Module 15 „Hausmüll“ und 16 „Schlackendeponie“) erfolgte vornehmlich nach zwei Quellen, über welche die Daten einer mittleren Mülldeponie mit Hilfe mehrerer Publikationen hergeleitet wurden:

- Emissionen in die Luft und ins Wasser wurden nach Angaben vom ifeu berechnet.<sup>395</sup>
- Der Verbrauch von Energie und Betriebsmittel wurden nach UBA ermittelt.<sup>396</sup>

---

<sup>391</sup>Vgl. UBA 2000b, 87.

<sup>392</sup>Vgl. dass. 2000b, 86ff. mit Bezug auf betriebsinterne Daten, vgl. UBA (unveröffentlichte Mitteilungen).

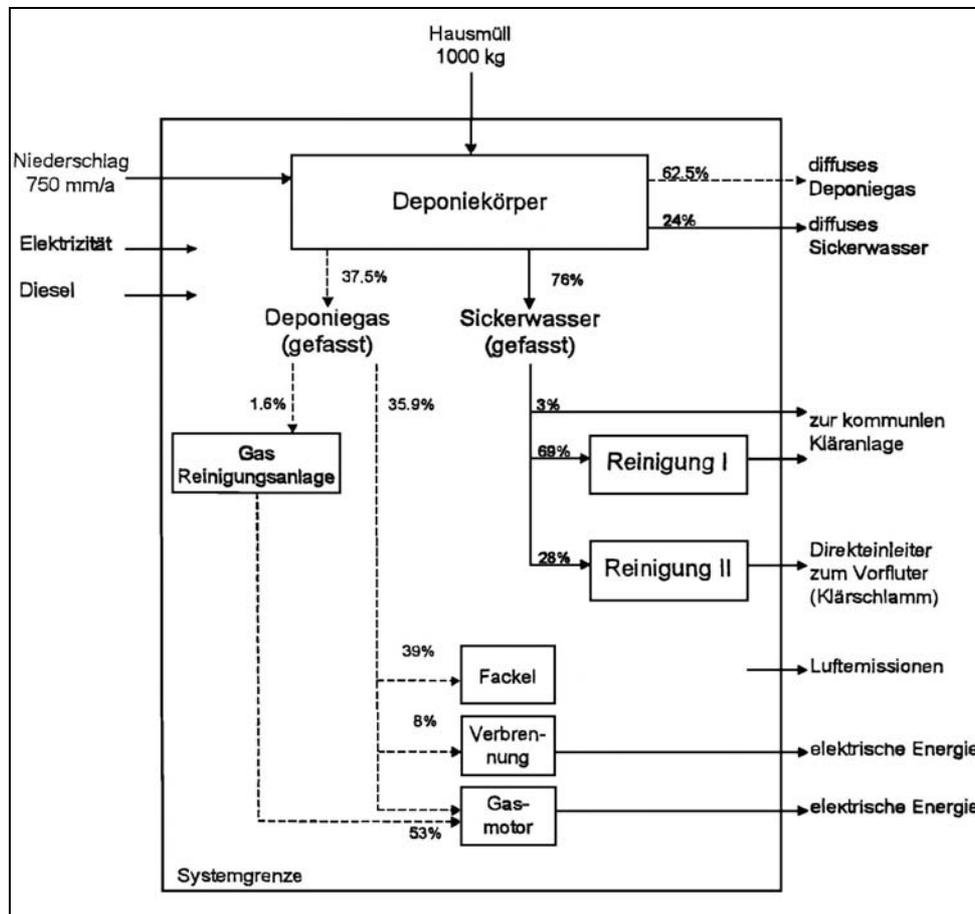
<sup>393</sup>Vgl. dass. 2000b, 88.

<sup>394</sup>Vgl. dass. 2000b, 90.

<sup>395</sup>Vgl. ifeu 1994, 6-1 ff.

Darüber hinaus wurden die Daten von ifeu und UBA mit anderen Informationen verglichen und teilweise ergänzt.

Abbildung 17. Die modellierte Hausmülldeponie<sup>397</sup>



Die Gasbildungsrate ( $G$ ) ist unmittelbar durch den Anteil des bioverfügbaren organischen Kohlenstoffs ( $C_{org}$ ) im Abfall bestimmt. Die gesamte entstehende Gasmenge pro Tonne Abfall unter Deponiebedingungen errechnet sich nach der folgenden Formel:<sup>398</sup>

$$(F7) \quad G = 1,868 \times C_{org} \times 0,5$$

Dabei entspricht  $C_{org}$  dem Gehalt des bioverfügbaren organischen Kohlenstoffs im Abfall. Im Hausmüll liegt der Anteil zwischen 160 kg/t – 200 kg/t (für die Berechnung wird

<sup>396</sup>Vgl. UBA 2000c, 229ff.

<sup>397</sup>Vgl. dass. 2000b, 89.

<sup>398</sup>Vgl. dass. 2000b, 88. Ausführlicher dazu vgl. u.a. Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 1998, Anlage A, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1992, 14ff., Rolland et al. 2003, 7ff.

der Wert 160 kg/t genutzt). Organische Kohlenstoffverbindungen, die durch Mikroorganismen nicht abgebildet werden (z.B. Polystyrol), werden bei der Bestimmung des  $C_{\text{org}}$ -Anteils nicht berücksichtigt. Der Faktor 0,5 erklärt sich aus der Beobachtung, dass auf der Deponie ungefähr nur 50% des theoretisch möglichen Gases gebildet werden, da einerseits die Bedingungen für den vollständigen mikrobiellen Abbau nicht gegeben sind und andererseits schwerabbaubare Verbindungen nicht vollständig umgesetzt werden können. Der Faktor 1,868 ist aus dem Gasvolumen der Deponiegasverbindungen abgeleitet.

Das Deponiegas besteht hauptsächlich aus Methan  $\text{CH}_4$  (~55%), Kohlendioxid  $\text{CO}_2$  (~45%) und einer ganzen Reihe von flüchtigen Spurenstoffen aus dem Abfall. Je nach  $C_{\text{org}}$ -Gehalt können zwischen 150-190  $\text{m}^3$  Deponiegas pro Tonne Hausmüll gebildet werden (für die Berechnung wird die untere Grenze von 150  $\text{m}^3$  angenommen). Die Allokation der Litemissionen erfolgt somit über die Bestimmung des  $C_{\text{org}}$ -Gehaltes im Abfall.

Im Durchschnitt lässt sich für Deutschland Folgendes feststellen:<sup>399</sup>

- 25% des sich bildenden Deponiegases kann nicht erfasst werden, da es auf Deponien ohne Gasumfassungsanlagen entsteht.
- 75% des Deponiegases entsteht auf Deponien mit Gasumfassungssystemen. Für diese Deponien mit Gasumfassungsanlagen gilt folgendes:
  - o in Phase A, der Einbauphase von ungefähr 10 Jahren, ist auf diesen Deponien noch keine Abdeckung vorhanden, weshalb eine Fassungsrate von 30% als realistisch angesehen wird,
  - o in Phase B nach dem Verfüllende wird eine Abdeckung vorgenommen und die Deponiegas-Fassungsrate steigt im Idealfall auf 70%.

Es wird angenommen, dass die gesamte entstehende Deponiegasmenge je zu 50% in Phase A und Phase B gebildet wird. Daraus ergibt sich, dass in Phase A 11,25% des gesamten entstehenden Deponiegases gefasst wird (Berechnung: 75% x 50% x 30%) und 26,25% diffus entweicht. In Phase B wird dagegen 26,25% des Deponiegases gefasst und 11,25% entweicht. Insgesamt entweichen also 62,5% (93,75  $\text{m}^3$ ) des entstehenden Deponiegases diffus und 37,5% (56,25  $\text{m}^3$ ) werden gefasst (vgl. Abb. 17).

Die Sickerwassermenge wird durch die Masse des zu deponierenden Gutes und die Niederschlagsmenge ermittelt. Eine Zuordnung der Schadstoffe im Sickerwasser auf einzelne Abfälle (Allokation) erfolgt in Bezug auf die Masse des Abfalls.

---

<sup>399</sup>Vgl. dass. 2000c, 229f.

Bei Deponien mit und ohne Sickerwasserfassung werden:

- in Phase A, der Verfüllphase ohne Oberflächenabdeckung, für die Menge des entstehenden Sickerwassers je 40% der Jahres-Niederschlagsmenge angenommen,
- in Phase B, nach Verfüllende mit einer Oberflächenabdichtung/ -abdeckung wird für die Sickerwassermenge 8% des Jahresniederschlags angenommen.

Bei 750 mm Niederschlag pro Jahr, 20 m Deponiehöhe, Einbaudichte 1 t/m<sup>3</sup> entstehen in Phase A 15 l Sickerwasser pro Tonne Abfall jährlich und in Phase B 3 l Sickerwasser pro Tonne Abfall jährlich.<sup>400</sup>

130 von 396 Deponien in Deutschland besitzen keine Sickerwasserfassungsanlage. Bezogen auf das dort abzulagernde Müllvolumen sind das 15%, d.h. 15% des im Betrachtungszeitraum gebildeten Sickerwassers wird diffus freigesetzt. 85% des gebildeten Sickerwassers wird auf den Deponien mit Sickerwasserfassungsanlage gebildet. Es wird angenommen, das 90% des hier entstehenden Sickerwassers gefasst werden und 10% diffus freigesetzt werden. Insgesamt beträgt die Fassungsrate 76% (205,2 kg pro 1 t Abfall), die restlichen 24% (64,8 kg) werden diffus freigesetzt (vgl. Abb. 17).

Für die realen Schadstofffreisetzungen über Sickerwasser ist zu beachten, dass mit Abschluss der Deponie und durch die Anforderungen der TA-Siedlungsabfall an ihre Oberflächenabdichtung die Neubildung von Sickerwasser sehr stark eingeschränkt wird.<sup>401</sup> Man geht also davon aus, dass die Deponie basisgedichtet ist und keinen direkten Kontakt mit dem Grundwasser hat.

Allerdings ist für die Abfälle, die zum Ende der Deponielaufzeit abgelagert wurden, bei baldiger Oberflächenabdichtung des Deponiekörpers die Emissionszeit des Sickerwassers mit 50 Jahren eher etwas hoch gegriffen. Andererseits können gerade wenn der Einbau der Abfälle in großen Deponieabschnitten erfolgt, die damit über längere Zeit direkt dem Eintrag von Niederschlagswässern ausgesetzt sind, längere Emissionszeiträume vorhanden sein.

Die Emissionen von diffusen Deponiegasen sind direkte Abgaben in die Umwelt und werden der Nachvollziehbarkeit wegen doppelt bilanziert: nach Volumenangaben (in m<sup>3</sup>) und nach spezifischen Schadstofffrachten (in kg pro eine Menge deponierten Abfallgutes). Da die gefassten Deponiegase in einer Feuerungsanlage, Fackel oder Gasmotor innerhalb der Systemgrenzen behandelt werden (und somit keine direkten Abgaben, sondern nur Through-Put darstellen), werden die damit emittierten Schadstoffe mit Outputs von

---

<sup>400</sup>Vgl. UBA 2000b, 230.

<sup>401</sup>Vgl. TA Siedlungsabfall 1993.

Behandlungsanlagen erfasst. Analog werden Sickerwasser-Emissionen behandelt. Diffuses Sickerwasser wird doppelt bilanziert, indem Volumenangaben (in l) und Schadstofffrachten (in kg) angeführt werden. Vom gefassten Sickerwasser taucht in der Bilanz nur der Anteil auf, der unbehandelt zur kommunalen Kläranlage geleitet wird.

Bei der Errechnung von Schadstoffausstoßen mit Deponiegasen und Sickerwässern wurden Zusammensetzungen von diffus freigesetzten Deponiegasen und Sickerwässern, sowie von Emissionen der Deponiegas- und Sickerwasserbehandlungsanlagen nach ifeu verwendet.<sup>402</sup> Die Einteilung nach verschiedenen Behandlungsvorgängen wurde nach Angaben des UBA (vgl. Abb. 17) gemacht. Ausnahmsweise wurden Emissionen von zwei Hauptkomponenten des Deponiegases (Methan und Kohlendioxid) mit diffus entwichenem Gas nach ihrer Dichte im Normzustand berücksichtigt.<sup>403</sup>

Auf diesen Weg wurden die meisten Schadstoffemissionen ermittelt (15 von 17 Parameter unter Luftemissionen und alle 27 Parameter unter Wasseremissionen). Daten über Luftemissionen von Dioxinen/Furanen und TOC wurden den Beiträgen von „Trierer Berichten zur Abfallwirtschaft“ entnommen.<sup>404</sup>

Deponien unterscheiden sich nicht nur durch die installierte Technik, sondern auch durch die zur Deponierung zugelassenen Abfälle. Im vorliegenden Projekt wurde neben Hausmülldeponie die *Deponie zur Ablagerung von Schlacken* bilanziert (vgl. Tab. 46, 47). Bei der Schlacke wurde davon ausgegangen, dass im Abfall kein biologisch verfügbarer Kohlenstoff vorhanden ist und somit von der Schlackendeponie keine Luftemissionen durch das Deponiegut zu erwarten sind.<sup>405</sup> Die Schadstoffbelastung des Sickerwassers wurde aus den herangezogenen Literaturwerten jeweils differenziert für Schlackendeponien bestimmt.<sup>406</sup> Zur Berechnung von Deponiefläche und Deponievolumen wurde eine Einbaudichte von 1 m<sup>3</sup> je 1,5 Tonne Schlacke und eine Einbauhöhe von 45 m angenommen.<sup>407</sup> Energie- und Betriebsstoffbilanzen wurden nach Angaben des UBA gemacht.<sup>408</sup>

---

<sup>402</sup>Vgl. ifeu 1994, 6-1 ff.

<sup>403</sup>Vgl. Heßbrügge 1993, 37, Schreier 1994, 52.

<sup>404</sup>Im Aufsatz von Widder und Wiemer wurden Emissionen der drei Feuerungsanlagen und vier Gasmotore untersucht, vgl. Widder et al. 1991, 112ff.; zum Vergleich und Ergänzung dieser Informationen wurden die Daten über Emissionen eines Feuerungssystems und eines Motors verwendet, vgl. Schuhmann 1994, 352, Widder et al. 1994, 339.

<sup>405</sup>Vgl. UBA 2000b, 90.

<sup>406</sup>Vgl. ifeu 1994, 6-34ff.

<sup>407</sup>Vgl. UBA 2000c, 236f.

<sup>408</sup>Vgl. dass. 2000b, 90.

### 5.3.1.5.6 Müllablagerung in Szenarien 2 und 3

*Modellierung in Szenarien 2 und 3.* Im Unterschied zu Deutschland haben in Russland gegenwärtig nur wenige Mülldeponien ein System zur Sickerwasser- und Deponiegaserfassung. Darüber hinaus muss die Modellierung einer typischen Mülldeponie unter Berücksichtigung von Müllkippen gemacht werden, die sich ökologisch wesentlich schlechter abschneiden.

Die Definition einer typischen Mülldeponie in den Szenarien 2 und 3 wird aufgrund der veröffentlichten Angaben über alle Müllablagerungsstandorte, d.h. von geordneten Deponien bis zu wilden Kippen, inklusive ihrer Fläche, Volumen, Einbauhöhe und Abfallzusammensetzung durchgeführt.

Die Menge von entstehenden Deponiegasemissionen und Sickerwässern wird ebenso wie in Szenarium 1 bestimmt. Ihre Erfassung und Nachbehandlung werden dagegen nicht berücksichtigt, da dies nur auf einzelnen modernsten Deponien getrieben werden. Auf einer durchschnittlichen, repräsentativen Mülldeponie für die Szenarien 2 und 3 im Jahr 1996 sind Deponiegase und Sickerwässer also direkte Abgaben an die Umwelt.

*Modell einer typischen Mülldeponie im Szenarium 2 (Gebiet Moskau).* Im Gebiet um Moskau gab es Mitte der 1990er Jahre ca. 210 geordnete Mülldeponien und Müllkippen, 96 davon (mit einer gesamten Fläche von 678 ha) in Betrieb.<sup>409</sup> Rund 80% davon waren älter als 15-20 Jahre. Abfälle aus Moskau<sup>410</sup> wurden zu 90%<sup>411</sup> in der näheren Umgebung auf zwei großen Deponien (Timohovo und Hmetjevo) mit einer Gesamtfläche von 140 ha angebracht. Jedoch gibt es weiterhin innerhalb der Moskauer Stadtgrenze ca. 108 relativ kleine Hausmüll- und Produktionsmülldeponien unterschiedlichster Form, also geregelt und wild, in Betrieb und geschlossen.<sup>412</sup> Außerdem waren Mitte der 1990er Jahre im Gebiet Moskau mehr als 200<sup>413</sup> wilde Müllkippen vorhanden, auf denen ca. 10% des Mülls<sup>414</sup> gelagert wurde.

Die meisten geregelten Müllablagerungen haben eine natürliche Deponiebasisabdichtung (Lehmboden-Isolierungsschicht). Nach Verfüllende (nach ca. 6

---

<sup>409</sup>Vgl. Ministerium für Umweltschutz und Naturressourcen der Russischen Föderation, Russische ökologische föderale informationelle Agentur 1996, 294,

<sup>410</sup>Fast die Hälfte aller Siedlungsabfälle im Gebiet Moskau (ca. 6 Mio. t) stammen aus der Stadt Moskau, vgl. Bukreev et al. 1999, 38.

<sup>411</sup>Vgl. Potapov 2000, 377.

<sup>412</sup>Vgl. Gorbatovskij et al. 1998, 207, Gusejnov 1997, 12, Šeršnev et al. 1999, 32. Die gesamte Müllablagerungsfläche innerhalb Stadtgrenze Moskaus beträgt ca. 290 ha, vgl. Potapov 2000, 377.

<sup>413</sup>Vgl. Melkumov 1998, 5, ders. 1999, 40. Das ist die Zahl der Müllkippen mit der Fläche ab 1 ha, die kleineren Müllkippen sind darunter nicht berücksichtigt.

<sup>414</sup>Vgl. Gorbatovskij et al. 1998, 207.

Jahren) wird die Deponieoberfläche abgedeckt. Die modernen Anforderungen an den Umweltschutz (Systeme zur Erfassung und Behandlung von Deponiegasen und Sickerwasser) sind bei den meisten Deponien nicht erfüllt. Die ersten Schritte in diese Richtung wurden zwar gemacht, indem in den Jahren 1995-1997 auf zwei typischen mittelgroßen Deponien (Daškovka und Kargašino) Pilotanlagen zur Erfassung und Behandlung von Deponiegasen (Leistung 70-80 kW) installiert wurden.<sup>415</sup> Jedoch ist die gesamte ökologische Situation im Bereich der Müllablagerung weitgehend verbesserungsbedürftig.

In den 1990er Jahren wurde vom „Geozentrum-Moskau“ eine Untersuchung der im Gebiet Moskau vorhandenen Müllablagerungen durchgeführt, indem der Einfluss von 121 Mülldeponien und Müllkippen auf die Umwelt analysiert wurde.<sup>416</sup> Zum einen wurde dabei eine Klassifikation der Müllablagerungen vorgenommen (nach Größe, Volumen, Abfallart, Lage), zum anderen wurde die ökologische Gefahr der Deponien eingeschätzt (nach geologischen- und hydrogeologischen Bedingungen, wie z.B. Grundwasserdruck, Anwesenheit von Durchlüftungszonen, wasserbeständigem Grund bzw. passenden Abdichtungen). Aufgrund dieser Untersuchung kann eine durchschnittliche Mülldeponie im Szenarium 2 (Gebiet Moskau) folgenderweise beschrieben werden:

- Fläche ca. 9-13 ha, Einbauhöhe ca. 8-10 m<sup>417</sup>, maximales Müllvolumen ca. einige Hunderte bis 1 Mio. m<sup>3</sup>.
- Nach einer dreistufigen Skala der Umweltverträglichkeit wird eine typische Deponie der Stufe 2 als „mittelmäßig umweltgefährdende Deponie“ eingeordnet, d.h. ihre Umwelteinflüsse auf Böden, oberflächliche und unterirdische Gewässer, Vegetation und Tierwelt sind gegenwärtig lokal, aber sind zukünftig Sicherheitsmaßnahmen notwendig, um einen erheblicheren Umweltschaden zu vermeiden.<sup>418</sup>

*Modell einer typischen Mülldeponie im Szenarium 3 (Gebiet Tyumen).* Grundlage für die Modellierung einer typischen Mülldeponie im Gebiet Tyumen bilden zum einen offizielle Daten einer Mitte 1990er Jahre erstellten Müllablagerungsinventarisierung (Standorte und

---

<sup>415</sup>Vgl. z.B. Melkumov 1999, 40.

<sup>416</sup>Vgl. Gribanova et al. 1997.

<sup>417</sup>Bei der Sachbilanzierung wird von der Einbauhöhe von 9 m ausgegangen.

<sup>418</sup>Außerdem wurden in dieser Forschung „ökologisch sichere“ und „höchst umweltgefährliche“ Deponien genannt. Zu den „höchst umweltgefährlichen Deponien“ nach dieser Klassifikation gehören solche Deponien, die eine erhebliche Umweltbelastung verursachen und dringend saniert werden müssen. Ein Beispiel: die Mülldeponie „Timohovo“ ist mit einer Fläche von 100 ha, einer Einbauhöhe von 20-25 m und einem Müllvolumen von 30 Mio. t im Jahr 1995 die größte Hausmülldeponie Europas. Sie wurde als eine höchst umweltgefährliche Deponie eingestuft, vgl. dies. 1997, 16. In den nahegelegenen Territorien wurden Waldsterben (davon sind einige Hektare betroffen), Bodenverunreinigung (bis zu 1 km Entfernung), Gewässer- und Grundwasserverschmutzung (bis zu 5 km Entfernung) festgestellt, vgl. o.V. 1997, 17.

Abfalltypen für das gesamte Gebiet Tyumen<sup>419</sup>, Standorte und Angaben zu Abfallarten, Fläche, Volumen, Masse usw. für die Stadt Tyumen<sup>420</sup>) und zum anderen Ergebnisse einer in demselben Zeitraum durchgeführten Untersuchung für einen Teil des Gebiets Tyumen<sup>421</sup>.

In der Stadt Tyumen, der größte Stadt der Region werden jährlich ca. 410 000 t Siedlungsabfälle produziert.<sup>422</sup> Sie werden auf den zwei größten Mülldeponien (Moskovskij und Velizanskij), die etwa 9 km von der Stadtgrenze entfernt sind, beseitigt. Außerdem befanden sich Mitte 1990er Jahren innerhalb Tyumener Stadtgrenze 38 illegale wilde Müllkippen (Fläche von 0,01 bis 1 ha, Abfallvolumen von 10 bis 350 m<sup>3</sup>).<sup>423</sup> Im Gebiet um die Stadt Tyumen waren ca. 450 Hausmüllablagerungen und ca. 260 Ablagerungen von gemischten Abfälle (Siedlungs- sowie Produktionsabfällen) vorhanden, darunter geordnete Deponien und Müllkippen, sowie wilde Müllkippen.<sup>424</sup>

Die Beurteilung über einer typischen Mülldeponie wurde aufgrund der Daten einer Untersuchung von Müllablagerungsstandorten (differenziert nach Ablagerungsarten, mit Angaben zu Fläche und Abfallvolumen) vorgenommen, im deren Rahmen 7 (von 22) Verwaltungseinheiten bzw. ein Viertel des Gebiets Tyumen erforscht wurden.<sup>425</sup> Werden die Ergebnisse der Untersuchung auf das gesamte Gebiet übertragen, lassen sich folgende Besonderheiten der Müllablagerung herausfinden:

- Die Hausabfälle werden zu 96,9% auf die geordneten Deponien und Müllkippen und zu 3,1% auf die wilden Deponien ausgetragen.
- Ein durchschnittlicher Müllablagerungsstandort hat als Fläche ca. 10-14 ha, als Einbauhöhe ca. 4,5-6,5 m (bei der Berechnung wird von der Einbauhöhe von 5,5 m ausgegangen), das Müllvolumen beträgt einige Hunderte bis 1 Mio. m<sup>3</sup>.

Die Bewertung der Umweltverträglichkeit einer solchen typischen Mülldeponie im Gebiet Tyumen erfolgt auf Grundlage der Publikationen zum Thema.<sup>426</sup> Eine durchschnittliche Mülldeponie wird auf dem Lehmboden eingerichtet, wodurch ein Einfluss von ausgeschiedenen Schadstoffen auf das Grundwasser vermieden wird. Die Abfälle werden

---

<sup>419</sup>Vgl. Departement der Verwaltung des Gebiet Tyumen für Umweltschutz (unveröffentlichte Mitteilungen).

<sup>420</sup>Vgl. Staatliche Verwaltung für Naturressourcen (unveröffentlichte Mitteilungen).

<sup>421</sup>Vgl. Ignatjeva et al. 1999.

<sup>422</sup>Vgl. Krasnova et al. 2004, 208.

<sup>423</sup>Vgl. Staatliche Verwaltung für Naturressourcen (unveröffentlichte Mitteilungen).

<sup>424</sup>Vgl. Staatliche Departement für Ökologie und Umweltschutz (unveröffentlichte Mitteilungen). Nach der Deponieart wird es nicht unterschieden.

<sup>425</sup>Vgl. Ignatjeva et al. 1999.

<sup>426</sup>Vgl. Azarov et al. 1997, Gusejnov 2001, 149-157, o.V. 1999, 49-52, sowie Staatliche Verwaltung für Naturressourcen (unveröffentlichte Mitteilungen).

in den einzelnen Deponieabschnitten untergebracht, die nach ca. 2-3 Jahren mit einer 0,5 m starken Bodenschicht abgedeckt werden. Weitere Schutzmaßnahmen werden nicht durchgeführt.

*Fazit zum Modell einer typischen Mülldeponie in den Szenarien 2 und 3.* Die Situation betreffend die Müllablagerung im Gebiet Tyumen ähnelt im Großen und Ganzen der im Gebiet Moskau, da die vorhandenen Deponiearten und ihre ökologischen Charakteristiken vergleichbar sind. Die absolut anfallenden Abfallmengen unterscheiden sich zwar, dies hat aber keinen Einfluss auf das Ergebnis, da die In- und Outputbilanzen je Maßeinheit der abzulagernder Abfälle gezogen werden. Von Bedeutung aber ist die Deponieeinbauhöhe, da sie den Raumverbrauch und den Sickerwasseranfall beeinflusst. Dazu kommen der Zeitpunkt, an dem die Deponieoberfläche abgedeckt wird, und der durchschnittliche jährliche Niederschlag, von dem die Sickerwasserbildung abhängt. Mit Ausnahme dieser Parameter sieht *eine typische Deponie in den beiden Szenarien* gleich aus:

- Die Einbaudichte beträgt  $1 \text{ m}^3$  pro Tonne Abfall.
- Es ist ein Mix aus geordneter Deponie und offiziell gestatteter Müllkippe. Wilde (illegale) Müllkippen kommen nicht in Frage, weil einerseits so nur ein kleiner Müllanteil gelagert wird und andererseits der von ihnen angerichtete Umweltschaden im Vergleich zu größeren Deponien und Müllkippen irrelevant ist.<sup>427</sup>
- Weder geordnete Deponien, noch von Umweltbehörden zugelassene Müllkippen bieten einen ausreichenden Schutz der Umwelt, weil zeitgemäße Einrichtungen zur Emissionsverminderung am Standort, wie Deponiegas- und Sickerwassererfassung- und -behandlungssysteme nicht vorhanden sind.
- Jedoch besitzt ein durchschnittlicher Müllablagerungsstandort eine Basisabdichtung (normalerweise einen lehmigen Boden), die Eindringen von Abfallabbauprodukten in den Unterboden und ins Grundwasser und weitgehende Verunreinigung verhindert.
- Eine weitere Schutzmaßnahme sind Randgräber, die den Oberflächenwasserzufluss von außerhalb der Deponiefläche verhindern.
- Während der Einbauphase wird der Deponiekörper mit der Schwertechnik (Kompaktoren etc.) verdichtet.
- Eine biologische Rekultivierung der Deponieoberfläche erfolgt auf einer typischen Deponie nicht.

---

<sup>427</sup>So auch Gribanova et al. 1997, 14. Ein kleinerer Umwelteinfluss einer wilden Müllkippe wird u.a. davon bedingt, dass bei einer maximalen Dicke 0,5 bis 1 m die Müllmenge gut durchlüftet wird und daher kein Deponiegas entsteht (Deponiegasbildung verläuft nur in anaerober Umgebung).

*Modell der Inputs und Outputs in den Szenarien 2 und 3.* Die Errechnung von Stoff- und Energieströmen für Müllablagerungen Russlands wird auf gleiche Weise vollzogen, wie bei Müllablagerungen Deutschlands. Es wurde angenommen, dass die Beschaffenheit des Deponiegases und des Sickerwassers in Russland der in Deutschland entspricht.

Für die Berechnung der *Deponiegasmenge* muss der Anteil des bioverfügbaren organischen Kohlenstoffs ( $C_{\text{org}}$ ) im Abfall ermittelt werden. Nach Informationen über den  $C_{\text{org}}$ -Gehalt verschiedener Stoffe<sup>428</sup> und die durchschnittliche Zusammensetzung des Hausmülls in Russland<sup>429</sup> beträgt der Gehalt an bioverfügbarem organischem Kohlenstoff im Abfall (aufgrund eines größeren Anteils an Küche-Abfällen und Papier) 190 kg/t bzw. 19%. Aus der Formel 7 ergibt sich die Gasbildungsrate von Hausmülldeponien: 177 m<sup>3</sup> Deponiegas (pro t Müll). Die Gaserfassungs- und Gasbehandlungsrate betragen 0%, weshalb das Deponiegas in den Datenformularen als diffuses Deponiegas angeführt wird (vgl. Anhang B).

Die entscheidenden Parameter für die Bewertung von entstehender *Sickerwassermenge* sind Jahres-Niederschlag, Deponiehöhe und Abdeckung der Deponie. Im Gebiet Moskau beträgt der jährliche Niederschlag 575 mm, im Gebiet Tyumen – 430 mm.<sup>430</sup> Die nach Literaturrecherchen ermittelte durchschnittliche Deponiehöhe erreicht entsprechend 9 und 5,5 m. Deponielebensphasen (ohne und mit einer Oberflächenabdeckung, welche die Menge entstehenden Sickerwassers beeinflusst) werden wie folgt festgelegt: Phase A dauert im Gebiet Moskau 6 Jahre, im Gebiet Tyumen – 3 Jahre. Im Szenarium 2 entstehen in Phase A 25,6 l und in Phase B 5,1 l Sickerwasser pro Tonne Abfall jährlich. Im Szenarium 3 entstehen in Phase A 31,3 l und in Phase B 6,3 l Sickerwasser pro Tonne Abfall jährlich. Da die Sickerwässer nicht gefasst werden, wird die ganze Menge (378 l im Szenarium 2 und 390 l im Szenarium 3) in der Sachbilanz als diffuses Sickerwasser angeführt.

Der *Energie-, Kraftstoff- und Betriebsstoffverbrauch* auf den Deponien in Russland setzt sich aus zwei Pfaden zusammen:<sup>431</sup>

- allgemeiner Verbrauch (z.B. Beleuchtung, Werkstatt, Heizung),
- Verbrauch aus dem Betrieb technischer Mittel (z.B. Bagger, Schlepper, Kompaktoren).<sup>432</sup>

---

<sup>428</sup>Vgl. Rolland et al. 2003, 9.

<sup>429</sup>Vgl. Mirnyj et al. 1997, 42.

<sup>430</sup>Vgl. o.V. 1992a, Regiony Rossii [Regionen Russlands] (zuletzt überarbeitet am 13.10.04): Klimat Tjumenskoj oblasti [Klima des Gebiets Tyumen], [http://www.tyumen.intergrad.ru/index6\\_klim.html](http://www.tyumen.intergrad.ru/index6_klim.html).

<sup>431</sup>Bei den Deponien in Deutschland gibt es noch ein Pfad, Verbrauch aus dem Betrieb von Deponiegas- und Sickerwasserbehandlungsanlagen. Verbrauch aus dem Betrieb von Müllfahrzeugen, die Abfälle zur Deponie transportieren, wird in allen Szenarien im Modul „Mülltransporte“ betrachtet.

Die für den allgemeinen Bedarf benötigte Energiemenge wurde aus dem Energiebedarf einer Mülldeponie mit Volumen 2 Mio. m<sup>3</sup> in 5 Jahren (50 kW elektrischer und 100 kW thermischer Energieleistung) abgeleitet und beträgt etwa 7,9 kJ elektrischer und 15,8 kJ thermischer Energie pro 1 Tonne Abfall in 50 Jahren (festgelegte Deponielaufzeit).<sup>433</sup>

Zur Ermittlung der Verbräuche von technischen Mitteln wurden die Angaben von ifeu eingesetzt (Kraftstoff-, Hilfsstoffeinsatz und Verbrauch an elektrischen Energie).<sup>434</sup> Der in I angegebene Kraftstoffeinsatz wurde aufgrund der Dichte von Diesel (0,83 kg/l) und der Hilfsstoffeinsatz aufgrund der Dichte von Schmiermitteln (0,9 kg/l) umgerechnet.<sup>435</sup>

Tabelle 46. Beschreibung des 15. Moduls „Deponie Hausmüll“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg hausmüllähnlicher Abfall aus dem Getränkeverbrauch
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Der Datensatz beschreibt die Deponierung von hausmüllähnlichen Abfällen aus der Produktion und vom Verbraucher.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	Verpackungsabfälle
<b>4. Wichtige Outputs</b>	-
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	<i>Szenarium 1</i> umfasst den Deponiekörper, Anlagen zur Nachbehandlung von Deponiegas und Sickerwasser, sowie die Energiebereitstellung (einschließlich Vorketten). <i>Szenarien 2 und 3</i> umfassen nur Deponiekörper, denn keine Deponiegas- und Sickerwasserbehandlung erfolgt.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	<i>Im Szenarium 1:</i> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Netzstrom Deutschland.</li> <li>• Bereitstellung thermischer Energie.</li> </ul>
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Keine
<b>8. Bezugsort</b>	<i>Im Szenarium 1</i> – Deutschland <i>Im Szenarium 2</i> – Gebiet Moskau <i>Im Szenarium 3</i> – Gebiet Tyumen
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>In Szenarien 1, 2 und 3</i> – zweite Hälfte der 1990er Jahre

Modellierung einer *Schlackendeponie* in Szenarien 2 und 3 verläuft analog zu solcher im 1. Szenarium, ausgenommen Energie- und Betriebsstoffverbrauch, der nach ifeu durchgeführt wird. Es wird die gleiche Einbaudichte (1 m<sup>3</sup> pro 1,5 t Schlacke) zugrunde gelegt. Bezüglich mittlerer Einbauhöhe für Schlackendeponien liegen keine Informationen vor; sie wurde in Höhe von 15 m angenommen. Während bei Schlackendeponien in Deutschland 90% des anfallenden Sickerwassers intern gereinigt werden, erfolgt in Russland keine Sickerwasserbehandlung. Das heißt, die ganze Menge vom Sickerwasser (183,8 l im Szenarium 2 und 137,6 l im Szenarium 3) wird diffus freigesetzt.

<sup>432</sup>Luftemissionen dieser Techniken werden vernachlässigt.

<sup>433</sup>Vgl. Martens 1994, 109. Zur Umrechnung von Energieeinheiten vgl. z.B. Wagner et al. 1998, 7f.

<sup>434</sup>Vgl. ifeu 1994, 6-40.

<sup>435</sup>Vgl. Mineralölwirtschaftsverband e.V. 2001, 18.

Tabelle 47. Beschreibung des 16. Moduls „Schlackendeponie“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Aschen und Schlacken
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Der Datensatz beschreibt die Deponierung von Prozessabfällen auf einer Schlackendeponie.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	Aschen u. Schlacken
<b>4. Wichtige Outputs</b>	-
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	<p><i>Szenarium 1</i> umfasst den Deponiekörper, Anlagen zur Behandlung von Sickerwasser, sowie die Energiebereitstellung (einschließlich Vorketten). Die Berechnung der Wasseremissionen erfolgt unter Berücksichtigung folgender Prozessschritte:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Sickerwasserbildung infolge Niederschlag,</li> <li>2. Nachbehandlung des Sickerwassers: <ul style="list-style-type: none"> <li>• diffuse Emission (keine Nachbehandlung), Anteil 10%</li> <li>• interne Reinigung, Anteil 90%.</li> </ul> </li> </ol> <p><i>Szenarien 2 und 3</i> umfassen nur Deponiekörper, denn keine Sickerwasserbehandlung erfolgt.</p>
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	<p><i>Im Szenarium 1:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Netzstrom Deutschland.</li> <li>• Bereitstellung thermischer Energie.</li> </ul>
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Keine
<b>8. Bezugsort</b>	<p><i>Im Szenarium 1</i> – Deutschland  <i>Im Szenarium 2</i> – Gebiet Moskau  <i>Im Szenarium 2</i> – Gebiet Tyumen</p>
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>In Szenarien 1, 2 und 3</i> – zweite Hälfte der 1990er Jahre

#### 5.3.1.5.7 Beseitigungswege

Als Beseitigungsmöglichkeiten werden in der vorliegenden Ökobilanz grundsätzlich zwei Verfahren betrachtet: Deponierung und Verbrennung der Abfälle. Diese Verfahren werden in verschiedenen Szenarien ungleich eingesetzt, wie aus der Tabelle 48 ersichtlich wird.

Tabelle 48. Einsatz der Abfalldeponierung und -verbrennung<sup>436</sup>

<i>Szenarium</i>	<i>Abfalldeponierung, %</i>	<i>Abfallverbrennung, %</i>
Szenarium 1 (1997) <sup>437</sup>	64	36
Szenarium 2 (1990er Jahre) <sup>438</sup>	98	2
Szenarium 3	100	0

#### 5.3.1.5.8 Allgemeine Anmerkungen zur Abwasserbehandlung

In der vorliegenden Ökobilanz wird im Modul „Kläranlage“ die Behandlung des bei der Verbundkartonproduktion entstehenden Abwassers abgebildet.

<sup>436</sup>In Klammern wird ggf. das Bezugsjahr angegeben

<sup>437</sup>Vgl. UBA 2000b, 109.

<sup>438</sup>Vgl. Anhang A, Teil III.

Für die Modellierung von Stoff- und Energieflüssen ist ein spezifischer Mix aus den eingesetzten Abwasserreinigungsverfahren von Bedeutung, von dem Energie- und Betriebsstoffaufwand, sowie Schadstoffkonzentration im gereinigten Wasser abhängen. Grundsätzlich lassen sich drei Reinigungsverfahren unterscheiden: mechanische (Variante 1), biologische (Variante 2) und weitergehende Reinigung (Variante 3).<sup>439</sup> In Szenarien 2 und 3 wird zusätzlich eine Kategorie „ohne Reinigung“ (Variante 0) eingeführt. Als Faustregel gilt: von Variante 1 zu Variante 3 wird Verbrauch an Energie und Reinigungssubstanzen größer, zugleich nehmen Emissionen ins Wasser (Schadstofffrachten in gereinigtem Abwasser) ab.

Der Behandlungsmix wird in Bezug auf den Bevölkerungsanschlussgrad berechnet. Input- und Outputströme werden auf die Menge des Abwassers zur Behandlung bezogen.<sup>440</sup>

#### 5.3.1.5.9 Kläranlage im Szenarium 1

Das Modul „Kläranlage“ im 1. Szenarium wurde nach Vorschlag des Umweltbundesamtes bilanziert.<sup>441</sup> Das Modul umfasst Energieaufwand, Betriebsstoffverbrauch (Kalkstein, Natriumchlorid und Sand), feste Reinigungsrückstände, sowie Emissionen in die Luft (u.a. aus der Faulgasabfackelung) und ins Wasser.

Was für ein Behandlungsmix dem Modul zugrunde liegt, wird nicht angegeben. Eine annähernde Abschätzung lässt sich aus älteren Angaben von ifeu, einem der Auftragnehmer des UBA bei der Erstellung von „Ökobilanz für Getränkeverpackungen I“ im Jahr 1995 zu machen:

- Variante 1 - Anschlussgrad der Kläranlagen mit ausschließlich mechanischer Abwasserreinigung beträgt 2%,
- Variante 2 - Anschlussgrad der Kläranlagen mit biologischer Grundreinigung ohne weitergehende Behandlung beträgt 67%,
- Variante 3 - Anschlussgrad der Kläranlagen mit weitergehender Reinigung (mit N und P-Elimination) beträgt 31%.<sup>442</sup>

Entsprechend einem ähnlichen Kläranlagenmix (vermutlich mit höheren Anteilen von 2. und 3. Varianten) wurden vom UBA gewichtete Mittelwerte für die nach einzelnen

---

<sup>439</sup>Vgl. Bahlo et al. 1992, 32ff., Gräf 1998, 127f., Hildebrand 1994, 77ff., Kocsis 1990, 115ff., Kunz 1995, 60ff.,

<sup>440</sup>Der Literatur sind weniger erfolgreiche Versuche zu entnehmen, Schadstofffracht oder -konzentration als Bezugseinheit zu betrachten, vgl. u.a. ifeu 1994, 7-17.

<sup>441</sup>Vgl. UBA 2000c, 254f.

<sup>442</sup>Vgl. u.a. ifeu 1994, 7-5.

Anlagentypen ermittelten Stoffströme gebildet, die Input- und Outputparameter charakterisieren.

Da für entsprechendes Modul in Szenarien 2 und 3 nicht alle emissionsrelevanten Umweltgroßen ermittelt werden konnten, sollten nachträglich 6 von 10 Parameter (Emissionen ins Wasser) aus dem Modul im Szenarium 1 herausgerechnet werden. Dafür wurde er mit drei weiteren Umweltcharakteristiken ergänzt. Die Outputs für Phosphor- und Stickstoffverbindungen (Ammoniak und gesamter Stickstoff) wurden nach durchschnittlichen Angaben zehner modernen deutschen Kläranlagen ermittelt.<sup>443</sup> Die ungelösten und suspendierten Feststoffe wurden addiert, um einen mit „unspezifischen Feststoffen“ in Szenarien 2 und 3 besser vergleichbaren Wert zu bilden (vgl. Tab. 50).

#### 5.3.1.5.10 Kläranlage in Szenarien 2 und 3

Erster Schritt der Modellierung einer Kläranlage in Szenarien für Russland war die Ermittlung *des durchschnittlichen technischen Standes* nach Literaturangaben. Hierbei sollte neben mechanischen, biologischen und weitergehenden Reinigungen eine direkte Einleitung des verschmutzten Abwassers in Gewässer (Behandlung „ohne Reinigung“, Variante 0) berücksichtigt werden, die in Russland aus Mangel an Kläranlagekapazitäten betrieben wird.

Außerdem sind noch folgende wichtige Unterschiede der Szenarien 2 und 3 vom Szenarium 1 zu merken:

- Nach dem aktuellen technischen Stand der Einrichtungen zur weitgehenden Reinigung in Russland werden die festgelegte Schadstoffgrenzwerte nicht immer eingehalten, d.h. ihre Reinigungseffektivität soll im Verhältnis zum Szenarium 1 auf ein niedrigeres Niveau festgelegt werden.
- Das Faulgas, das bei der Abwasserreinigung entsteht, entweicht ungenutzt (in der Zusammenstellung von Stoff- und Energieströmen als „Deponiegas“ ausgewiesen).

Um den ersten Umstand zu berücksichtigen, wurde die Kategorie „Weitergehende Reinigung“ in zwei Klassen eingestuft, je nach dem, ob Ablaufwerte den Grenzwerten entsprechen: „nominal gereinigtes Abwasser“ (Variante 3a) und „qualitätsvoll gereinigtes Abwasser“ (Variante 3b). Daher figurieren im Modul „Kläranlage“ fünf Varianten, nach denen Energieverbrauch und Wasserreinigungsgrad variieren (vgl. Tab. 49, 50).

---

<sup>443</sup>Diese sind Durchschnittsangaben von 10 Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen (gemessen 1997 bis 2000), vgl. Emschergerossenschaft, Lippe Verband (zuletzt überarbeitet am 01.12.04): Kläranlagen im Einzugsgebiet Lippe und Emscher, [http://www.eglv.de/index\\_frs.html](http://www.eglv.de/index_frs.html).

Tatsächliche Kläranlageleistungen in betroffenen Regionen Mitte der 1990er Jahre wurden zum Teil aus regionalen Statistiken ermittelt (jeweils für die Hauptstadt und Umgebung).<sup>444</sup> Unbekannt gebliebene Werte wurden nach durchschnittlichen Angaben für Russland abgeschätzt (in der Tabelle 49 fett gedrückt).<sup>445</sup> Die Festlegung eines Behandlungsmixes, der in die Bilanz einbezogen wird, erfolgte unter Berücksichtigung der an die Kläranlagen angeschlossenen Bevölkerung („gewichtete Mittelwerte“).

Anschließend wurden *Input- und Outputströme* für beide Szenarien ermittelt. Alle Eingaben und Ausgaben werden an den beschriebenen Behandlungsmix verknüpft.

Energieverbrauch von russischen Kläranlagen könnte durch den Energieverbrauch im Szenarium 1 eingeschätzt werden. Bei den modernen Kläranlagen in Deutschland wird das bei der Schlammbehandlung entstehende Faulgas energetisch genutzt, dadurch wird ein Teil (ca. 33,5%) des gesamten Energieaufwandes einer Kläranlage gedeckt. Angenommen, die Verwertung des Faulgases in Russland könnte ebenso viel Energie zur Verfügung stellen, dann könnte der Energieverbrauch in Szenarien 2 und 3 entsprechend vergrößert werden.

Tabelle 49. Kläranlagetypen in Szenarien 2 und 3<sup>446</sup>

Parameter	2. Szenarium			3. Szenarium		
	Stadt Moskau	Rest des Gebietes Moskau	Gewichtetes Mittelwert	Stadt Tyumen	Rest des Gebietes Tyumen	Gewichtetes Mittelwert
Bevölkerung, %	<b>51</b>	<b>49</b>		<b>42</b>	<b>58</b>	
<b>Variante 0 - ohne Reinigung</b>	0%	3,2%	1,57%	0%	<b>8%</b>	4,64%
<b>Variante 1 - mechanische Reinigung</b>	6%	<b>11,8%</b>	8,84%	27,8%	<b>7%</b>	15,74%
<b>Variante 2 - biologische Reinigung</b>	0%	<b>10%</b>	4,9%	0%	<b>10%</b>	5,8%
<b>Variante 3a - weitgehende Reinigung: nominal gereinigtes Abwasser</b>	<b>66%</b>	<b>62,6%</b>	64,33%	<b>44,2%</b>	<b>47%</b>	45,82%
<b>Variante 3b - weitgehende Reinigung: qualitativ gereinigtes Abwasser</b>	<b>28%</b>	12,4%	20,36%	<b>28%</b>	<b>28%</b>	28%

<sup>444</sup>Die neue Kläranlagelinie in der Stadt Tyumen, die seit Oktober 2004 funktioniert, wird aus der Betrachtung ausgeklammert, weil sie außerhalb der zeitlichen Systemgrenzen liegt, vgl. Ežednevnoe Internet-izdanie „NewsProm.Ru“ [Tägliche Internet-Ausgabe „NewsProm.Ru“] (zuletzt überarbeitet am 29.11.04): V Tjumeni očistjat vodu po poslednim mirovym standartam [Das Wasser in Tyumen wird nach letzten Weltstandarten gereinigt], <http://www.newsprom.ru/news/109829241032190.shtml>.

<sup>445</sup>So werden ca. 8% des Abwassers unbehandelt in die Gewässer abgeleitet; Anteil der Abwasserableitung ohne Reinigung und mit ausschließlich mechanischer Reinigung beträgt im Durchschnitt 15%; nur 28% des Abwassers werden ausreichend gut gereinigt, vgl. Ministerium für Naturressourcen der Russischen Föderation 2002b, 176f.

<sup>446</sup>Vgl. Ministerium für Umweltschutz und Naturressourcen der Russischen Föderation, Russische ökologische föderale informationelle Agentur 1996, 13 (Stadt Moskau), 293 (Gebiet Moskau), 427 (Gebiet Tyumen).

Betriebsstoffverbräuche an Chlor, Aluminiumsulfat und Kalkstein wurden nach prozessspezifischen Angaben vom ifeu berechnet.<sup>447</sup> Zur Abschätzung der Wasserbilanz und des Verbrauches an Sand wurden Angaben des deutschen Moduls übernommen.<sup>448</sup>

Zu festen Abfällen der Abwasserreinigung (Klärschlamme und Rückstände aus mechanischer Reinigung) wurden Informationen von ifeu verwendet.<sup>449</sup> Zur Wiederverwendung der Klärschlamme in Russland liegen keine quantitativen Angaben vor. Es wurde angenommen, dass 5% der Klärschlamme der Verwertung zugeführt werden.

Tabelle 50. Beschreibung des 18. Moduls „ Kläranlage“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 kg Abwasser zur Reinigung
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Der Prozess umfasst die Reinigung von Abwasser aus allen Stufen des Lebenszyklus.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	Abwasser
<b>4. Wichtige Outputs</b>	-
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	<i>Im Szenarium 1</i> wird die Behandlung des Abwassers in einer mittleren kommunalen Abwasserreinigungsanlage beschrieben. Die Kläranlage gibt ein gewichtetes Mittel aus den drei existierenden Kläranlagentypen: <ul style="list-style-type: none"> <li>• mechanische Reinigung,</li> <li>• biologische Reinigung mit Belebungsanlage,</li> <li>• weiterführende Behandlung mit N- und P-Eliminierung.</li> </ul> <i>Szenarien 2 und 3</i> umfassen neben mechanischer und biologischer Reinigung die Ableitung des ungereinigten Abwassers in die Gewässer. Die weiterführende Reinigung wird in zwei Stufen nach Effektivität eingeteilt. Es wird somit ein Behandlungsmix aus fünf Reinigungsverfahren eingesetzt.
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	Keine
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	Keine
<b>8. Bezugsort</b>	<i>Im Szenarium 1</i> – Deutschland <i>Im Szenarium 2</i> – Gebiet Moskau <i>Im Szenarium 2</i> – Gebiet Tyumen
<b>9. Bezugsjahr</b>	<i>Im Szenarium 1</i> – Mitte bis Ende 1990er Jahre <i>Im Szenarien 2 und 3</i> – Ende 1990er Jahre

Umwelteinwirkungen aus dem Faulgas werden doppelt bilanziert: durch Volumen und durch Luftemissionen von Methan und Kohlendioxid (diese werden analog zu Emissionen von Deponiegas nach Dichte der Gase berechnet).

Zur Charakterisierung der Emissionen ins Wasser wurden Angaben zur Leistung von verschiedenen Reinigungsverfahren (Variante 1, 2 und 3b), sowie zur Zusammensetzung von

<sup>447</sup>Vgl. ifeu 1994, 7-18. Beispiel: Kalk wird bei den Reinigungsvarianten 2 und 3 eingesetzt. Anteil dieser Verfahren beträgt im Szenarium 2 89,59%, im Szenarium 3 – 79,62%; dementsprechend sind die Faktoren 0,8959 und 0,7962 zu berücksichtigen.

<sup>448</sup>Vgl. UBA 2000c, 254f.

<sup>449</sup>Bei der Behandlung 1 kg Abwasser entsteht 0,0003 kg Schlamm und ca. 0,000041 kg Rückstände mechanischer Reinigung, vgl. ifeu 1994, 7-20f.

kommunalem Schmutzwasser (Variante 0) einbezogen. Variante 3a wurde durch eine Extrapolation zwischen Variante 2 und Variante 3b berechnet (mit einem Belastungsabnahmegrad in Höhe von 50%).<sup>450</sup> Auf diese Weise wurden Emissionen von Feststoffen, Phosphor- und Stickstoffverbindungen, sowie von Indikatorparametern BSB<sub>5</sub> (biologischer Sauerstoffbedarf) und CSB abgeschätzt.

### 5.3.1.6 Transportvorgänge

#### 5.3.1.6.1 Allgemeine Anmerkungen zum Transport im Szenarium I

In diesem Abschnitt wird die Ermittlung von Umweltwirkungen der Gütertransporte mit Autoverkehr erläutert, die einzelne Ökobilanzmodulen miteinander verkoppeln. Für den Gütertransport auf der Straße wurde die dieselbetriebene LKW-Flotte modelliert. In den transportrelevanten Datensätzen werden Emissionen von Dieselfahrzeugen nach den folgenden Faktoren differenziert: LKW-Klassen, Straßenkategorien, Auslastungsgrad.<sup>451</sup>

Um die gebräuchlichsten *LKW-Typen* abbilden zu können, wurden vom UBA sechs Größenklassen gebildet (vgl. Tab. 51).

Tabelle 51. LKW-Fahrzeugklassen mit den zugehörigen zulässigen Gesamtgewichten und maximalen Nutzlasten<sup>452</sup>

<i>Klasse</i>	<i>zulässiges Gesamtgewicht</i>	<i>maximale Zuladung</i> <sup>453</sup>
1 LKW	3,5-7,5 t	3,75 t
2 Solo LKW	14-20 t	10,5 t
3 Solo LKW	über 20 t	15,3 t
4 LKW/Sattelzug	bis 32 t	20,5 t
5 LKW/Sattelzug	über 32 t	28 t

Als Kategorien für die *Straßentypen* kann zwischen „Autobahn“, „Landstraße“ und „Innerortstraße“ unterschieden werden. Da die jeweiligen Anteile bei den einzelnen Transporten in der UBA-Studie nicht erfasst wurden, kamen Durchschnittswerte zum Einsatz (vgl. Tab. 52).

Der *Auslastungsgrad*, das Verhältnis von tatsächlicher Zuladung zu maximaler Nutzlast, ist eine Größe, die das Fahrmuster und damit die spezifischen

<sup>450</sup>Vgl. dass. 1994, 7-7ff.

<sup>451</sup>Vgl. UBA 2000b, 96ff.

<sup>452</sup>Vgl. dass. 2000b, 96.

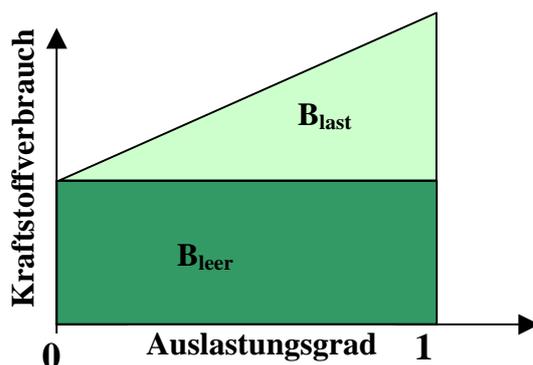
<sup>453</sup>Die maximale (Massen-)Auslastung ist wegen begrenzten Volumenauslastung nicht immer erreichbar.

Transportaufwendungen wesentlich beeinflusst. Der Dieselverbrauch teilt sich in den lastunabhängigen Teil  $B_{\text{leer}}$ , den der leere LKW bereits benötigt, und den zuladungsabhängigen Verbrauch  $B_{\text{last}}$ , der linear mit dem Transportgutgewicht und dem Auslastungsgrad zunimmt, auf (vgl. Abb. 18). Da  $B_{\text{leer}}$  auf das gesamte Transportgut aufgeteilt wird, nehmen die spezifischen Verbräuche bzw. Emissionen (bezogen auf das Transportgewicht) mit zunehmendem Auslastungsgrad ab.

Tabelle 52. Straßenkategorien des LKW-Güterverkehrs<sup>454</sup>

Straßentyp	durchschnittliches Geschwindigkeitsniveau	Fahrleistungsanteile
Autobahn	83,6 km/h	51 %
Landstraße	64,7 km/h	30 %
Innerortsstraße	27,3 km/h	19 %

Abbildung 18. Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit vom Auslastungsgrad<sup>455</sup>



Dividiert man das Gewicht durch die maximale Zuladung des betreffenden Fahrzeuges und durch den Auslastungsgrad, so ergibt sich die erforderliche Anzahl an LKW-Fahrten. Wenn nicht das Gewicht, sondern das Volumen des Transportgutes der limitierende Faktor ist, so muss der gewichtsmäßige Auslastungsgrad über die Dichte des Gutes und das maximale Ladevolumen des LKWs berechnet werden.

Bei der Transportmodellierung wird der Auslastungsgrad der Rückfahrt variabel gehalten. Dadurch können sowohl Werksverkehr (Auslastungsgrad Rückfahrt = 0 %), wie auch Speditionsverkehr (Auslastungsgrad Rückfahrt > 0 %) abgebildet werden.

Der Berechnung wurde eine bestimmte Zahl der *maximalen Palettenstellplätze in den LKWs* zugrunde gelegt (vgl. Tab. 53).

<sup>454</sup>Vgl. UBA 2000b, 97.

<sup>455</sup>Vgl. dass. 2000b, 98.

Tabelle 53. Palettenstellplätze in den LKWs nach UBA<sup>456</sup>

Max. Palettenzahl	Klasse und zulässiges Gesamtgewicht der LKWs					
	Kl. 5 Sattelzug 40 t	Kl. 4 Sattelzug 28 t	Kl. 5 LKW+Hänger 40 t	Kl. 3 LKW 24 t	Kl. 2 LKW 14 t	Kl. 1 LKW 7,5 t
Euro-Paletten	34	24	36	17	14	10

In diesen Angaben von UBA werden Palettenstellplätze aufgrund von Palettengrößen berücksichtigt. Dabei wird die Tatsache vernachlässigt, dass eine Palette (mit Getränken) ca. 951 kg wiegt. Wird das Palettengewicht beachtet, sieht man, dass mit den in der Tabelle 53 aufgeführten Palettenstellplätzen das maximal zulässige Frachtgewicht überschritten wird. Objektive Angaben über Palettenstellplätze sind der Tabelle 54 zu entnehmen.

Tabelle 54. Palettenstellplätze und Anzahl der transportierten Getränkekartons in den LKWs nach eigenen Berechnungen<sup>457</sup>

Max. Zahl von Frachtstücken	Klasse und zulässiges Gesamtgewicht der LKWs					
	Kl. 5 Sattelzug 40 t	Kl. 4 Sattelzug 28 t	Kl. 5 LKW+Hänger 40 t	Kl. 3 LKW 24 t	Kl. 2 LKW 14 t	Kl. 1 LKW 7,5 t
Euro-Paletten	29	21	29	16	11	3
Getränkekartons	25056	18144	25056	13824	9504	2592

In der folgenden Tabelle wird der Dieserverbrauch nach den zu berücksichtigenden Einstellungen angegeben.

Tabelle 55. Dieseldraftstoffverbrauch, differenziert nach LKW-Klassen, Straßenkategorien und Auslastungsgraden<sup>458</sup>

Parametern	LKW-Klassen					
	1 3,5-7,5 t	2 14-20 t	3 über 20 t	4 bis 32 t	5 über 32 t	6
<b>Auslastungsgrad 0%</b>	Dieselverbrauch in l / 100 km					
Autobahn	17,3	27,9	30,8	27,3	32,2	28,8
Landstraße	14,7	25,5	28,8	24,7	29,9	23,0
Innerorts	17,1	36,7	42,0	32,5	41,7	27,5
<b>Gew. Mittel</b>	<b>16,2</b>	<b>29,4</b>	<b>32,5</b>	<b>27,3</b>	<b>32,5</b>	<b>26,8</b>
<b>Auslastungsgrad 100%</b>	Dieselverbrauch in l / 100 km					
Autobahn	19,0	35,3	40,2	42,4	54,1	36,7
Landstraße	17,1	33,8	39,4	41,3	52,5	41,1
Innerorts	24,9	53,8	63,4	60,2	77,6	68,5
<b>Gew. Mittel</b>	<b>20,1</b>	<b>40,0</b>	<b>44,9</b>	<b>44,7</b>	<b>55,6</b>	<b>41,6</b>

<sup>456</sup>Vgl. UBA 2000b, 73, 97.

<sup>457</sup>Die maximale Zuladung von Fahrzeugen ist der Tabelle 51 zu entnehmen.

<sup>458</sup>Vgl. UBA 2000b, 99.

Verwendung der Daten zum Transport in der Sachbilanz. Die Transportvorgänge werden in der Ökobilanz unterschiedlich berücksichtigt:

1. Für die meisten Module werden Durchschnittsangaben angenommen (vgl. Modul 19 „Allgemeine Transporte“). Der zum Transport von Rohstoffen, Halbzeugen usw. eingesetzte Fahrzeug ist ein LKW-Zug mit maximaler Zuladung 28 t. Die Angaben über den Energieverbrauch, einschließlich der Förderung von Energieträgern, und Emissionen aus dem Verkehr sind in entsprechenden Datensätzen angehalten.
2. Die Verbraucherabfälle werden zu den Entsorgungsanlagen mit einem Müllfahrzeug gebracht (vgl. Modul 20 „Mülltransporte“).

#### 5.3.1.6.2 Allgemeine Transporte im Szenarium 1

Bei der Transportmodellierung wurden die Datensätze vom UBA verwendet.<sup>459</sup> Auf Basis der im vorigen Abschnitt beschriebenen Parameter LKW-Klasse, Straßenkategorie und Auslastungsgrad lassen sich der Kraftstoffeinsatz und die Emissionen in Abhängigkeit von Transportgewicht und –entfernung bestimmen (vgl. Tab. 55). Bei mehreren Transportgütern auf dem gleichen LKW müssen die Emissionen und Verbräuche entsprechend dem jeweiligen Transportgewicht alloziert werden.

Bei allgemeinen Transporten innerhalb Deutschland werden Fahranteile wie folgt berücksichtigt: 40 % - Autobahn, 20% - Landstraße, 40% - Innerorts (vgl. Tab. 56). Nach Angaben der Tabelle 55 lässt sich der Treibstoffverbrauch in Höhe von 63,18 l/100 km bei der Hinfahrt und 35,54 l/100 km bei der Rückfahrt errechnen. Durchschnittlicher Treibstoffverbrauch beträgt somit 17,6 l pro 1 000 tkm (Bezugseinheit in diesem Modul).

Neben dem Dieserverbrauch und direkten Emissionen des Motors wurden auch die indirekten Ausstöße der Treibstoffbereitstellung berücksichtigt (vom Bohrloch bis zur Tankstelle). Die Angaben beziehen sich auf das Jahr 1996.<sup>460</sup>

Tabelle 56. Beschreibung des 19. Moduls „Allgemeine Transporte“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 000 tkm
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Dieser Modul beschreibt die Transporte von Rohstoffen, Halbzeugen, Betriebsstoffen usw. mit Autoverkehr.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	-
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Gütertransport
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	<i>Szenarium 1</i> - Der Modul beschreibt eine durchschnittliche Situation Deutschlands in den Gütertransportvorgängen. In den Angaben werden die

<sup>459</sup>Vgl. UBA 2000c, 210f.

<sup>460</sup>Vgl. dass. 2000b, 98f.

	<p>direkten und indirekten Emissionen, sowie den Verbrauch primärer Energieträger berücksichtigt. Die angenommenen Werte beziehen sich auf folgende Parametereinstellungen:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Auslastungsgrad bei der Hinfahrt – 100 %,</li> <li>• Auslastungsgrad bei der Rückfahrt – 0 %,</li> <li>• Fahrzeugtyp – LKW-Zug mit maximaler Zuladung 28 t,</li> <li>• Fahranteil Autobahn – 40 %,</li> <li>• Fahranteil Landstraße – 20%,</li> <li>• Fahranteil Innerorts – 40%.</li> </ul> <p><i>Szenarien 2 und 3</i> - Der Modul beschreibt eine durchschnittliche Situation Russlands unter Berücksichtigung des Treibstoffverbrauchs, der Kraftstoffqualität und des Standes der Technik bei Autos. Die angenommenen Werte beziehen sich auf folgende Parametereinstellungen:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Auslastungsgrad bei der Hinfahrt – 100 %,</li> <li>• Auslastungsgrad bei der Rückfahrt – 0 %,</li> <li>• Fahrzeugtyp – LKW-Zug mit maximaler Zuladung 28 t,</li> <li>• Fahranteil Autobahn – 10 %,</li> <li>• Fahranteil Landstraße – 50%,</li> <li>• Fahranteil Innerorts – 40%.</li> </ul>
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Rohölförderung,</li> <li>• Dieselaufbereitung.</li> </ul>
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	-
<b>8. Bezugsort</b>	<p><i>Szenarium 1</i> – Deutschland <i>Szenarien 2 und 3</i> - Russland</p>
<b>9. Bezugsjahr</b>	<p><i>Szenarium 1</i> - 1996 <i>Szenarien 2 und 3</i> – 1999-2000</p>

### 5.3.1.6.3 Mülltransporte im Szenarium 1

Dieses Modul dient zur Beschreibung der Erfassung und des Abtransports von Müll mit einem Müllfahrzeug. Die Zusammenstellung von Umweltwirkungen wurde nach UBA-Ökobilanz für Getränkeverpackungen I durchgeführt.<sup>461</sup>

Die Kraftstoffverbräuche verschiedener Fahrzeuge von untersuchten Abfallentsorgungsbetrieben schwanken je nach Anteil der Sammel- bzw. Zu- und Abfahrten zur oder von der Entsorgungsanlage stark. Der durchschnittliche Kraftstoffverbrauch von Müllsammelfahrzeugen beträgt 60 l pro 100 km. Als durchschnittliche Transportentfernung zu den Entsorgungseinrichtungen wurde eine Strecke von 30 km angenommen.<sup>462</sup>

Die Modellierung der Stoff- und Energieeingaben und –abgaben durch die Abfalltransporte erfolgt unter Berücksichtigung der direkten Emissionen und Umweltbelastungen aus der Bereitstellung von Dieseltreibstoff für den Raum der Bundesrepublik Deutschland (vgl. Tab. 57).<sup>463</sup>

<sup>461</sup>Vgl. dass. 1995b.

<sup>462</sup>Vgl. dass. 2000b, 78.

<sup>463</sup>Vgl. dass. 2000c, 220f.

Die Stoff- und Energieströme im Modul „Mülltransporte“ werden erst als spezifische Verbräuche und Emissionen (pro 1 000 tkm) erfasst. Die Umrechnung im Bezug auf die in der vorliegenden Ökobilanz festgelegte funktionelle Einheit (1 000 1L-Getränkekartons) erfolgt im Abschnitt „5.3.2.2 Umrechnungskoeffizienten“.

Tabelle 57. Beschreibung des 20. Moduls „Mülltransporte“

<b>1. Funktionale Einheit</b>	1 000 tkm
<b>2. Lage in der Produktionskette</b>	Der Datensatz beschreibt die Abfallerfassung und Abfalltransporte vom Verbraucher mit einem Müllfahrzeug. Somit ergänzt der die Module „Sortierung von Altpapier“ und „Wertstoffsartierung“.
<b>3. Wichtige Inputs</b>	-
<b>4. Wichtige Outputs</b>	Mülltransport
<b>5. Beschreibung des Moduls</b>	<p><i>Szenarium 1</i> – Der Modul beschreibt eine durchschnittliche Situation Deutschlands in den Mülltransporten. In den Angaben werden die direkten und indirekten Emissionen, sowie den Verbrauch primärer Energieträger berücksichtigt.</p> <p>Die angenommenen Werte beziehen sich auf folgende Parametereinstellungen:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Auslastungsgrad bei der Hinfahrt – 100 %,</li> <li>• Auslastungsgrad bei der Rückfahrt – 0 %,</li> <li>• Fahrzeugtyp – Solo-LKW mit maximaler Zuladung 3,75-7,5 t.</li> </ul> <p><i>Szenarien 2 und 3</i> – Es wird ein durchschnittlicher Abfalltransport in Russland beschrieben.</p> <p>Die angenommenen Werte beziehen sich auf folgende Parametereinstellungen:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Auslastungsgrad bei der Hinfahrt – 100 %,</li> <li>• Auslastungsgrad bei der Rückfahrt – 0 %,</li> <li>• Fahrzeugtyp – Solo-LKW mit maximaler Zuladung 4-5 t.</li> </ul>
<b>6. Berücksichtigung von Energiebereitstellung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Rohölförderung,</li> <li>• Dieselaufbereitung.</li> </ul>
<b>7. Berücksichtigung von Transporte</b>	-
<b>8. Bezugsort</b>	<p><i>Szenarium 1</i> – Deutschland</p> <p><i>Szenarium 2</i> – Gebiet Moskau</p> <p><i>Szenarium 3</i> – Gebiet Tyumen</p>
<b>9. Bezugsjahr</b>	<p><i>Szenarium 1</i> – 1990</p> <p><i>Szenarien 2 und 3</i> – Ende der 1990er Jahre 3</p>

#### 5.3.1.6.4 Allgemeine Transporte in Szenarien 2 und 3

Die Umweltwirkungen beim Gütertransport mit Autoverkehr in Russland sind wesentlich größer, als die in Deutschland. Das liegt daran, dass Abgaswerte höher und durchschnittliche Transportwege länger sind.<sup>464</sup> Der Modellierung von Stoff- und Energieflüssen zugrunde wurden die Angaben des 1. Szenariums gelegt.

Bei der Modellierung von Stoff- und Energieflüssen wird zunächst *der Treibstoffverbrauch* ermittelt. Neben dem Gütertransport beinhaltet das Modul „Allgemeine Transporte“ im Szenarium 1 die Treibstoffbereitstellung. Die Einteilung des energetischen

<sup>464</sup>Vgl. Anhang A, Teil IV.

Aufwandes zwischen diesen beiden Bestandteilen ist bekannt: ca. 50% zu 50%.<sup>465</sup> Weitere Ausführungen beziehen sich nur auf den Transportanteil, die Umweltverbräuche aus der Treibstoffbereitstellung bleiben unverändert.

Die Parametereinstellungen hinsichtlich des Fahrzeugtyps, sowie Hin- und Rückfahrt sind die gleichen, wie im Szenarium 1. Die Fahranteile werden wie folgt berücksichtigt:

- Fahranteil Autobahn – 10 %,
- Fahranteil Landstraße – 50%,
- Fahranteil Innerorts – 40%.

Der Treibstoffverbrauch beträgt nach der Tabelle 55 62,7 l/100 km bei der Hinfahrt und 34,85 l/100 km bei der Rückfahrt. Der durchschnittliche Treibstoffverbrauch beträgt 17,4 l pro 1 000 tkm. Allerdings wird bei der Berücksichtigung des Treibstoffverbrauchs ein Zuschlag in Höhe von 10% zugegeben, womit dem höheren Treibstoffbedürfnis russischer Motore Rechnung getragen wird.

*Bei der Modellierung von Emissionen* der allgemeinen Transporte in Szenarien 2 und 3 spielt die Einteilung aller Outputs nach Quellen (Emissionen aus dem Transport bzw. den Vorketten) im Szenarium 1 eine große Rolle. Diese Einteilung ist unbekannt, weil das Modul in einer aggregierten Form vorliegt. Es wurde angenommen, dass 75% der Emissionen wegen des Gütertransportes entstehen. Die folgenden Überlegungen gelten nur für drei viertel aller Luftausstoße. Der Rest (Emissionen aus Treibstoffbereitstellung) wird nicht geändert.

Der Unterschied zwischen Szenarien ergibt sich aus drei Faktoren: Treibstoffverbrauch, Qualität des Brennstoffes und ökologische Charakteristiken des Motors. Nach Abschätzung vom Forschungsinstitut für Atmosphäre (Sankt-Peterburg) hielt im Jahr 2000 nur 1% des Fuhrparks Russlands Stand den Anforderungen von Abgasvorschriften „Euro 1“, die in Europa seit dem Jahr 1992 galten.<sup>466</sup> Daher wurde versucht, die Emissionen des Autoverkehrs durch den Luftpfad mit dem Stand der Technik bis zu dieser Verschärfung von Abgaswerten zu verknüpfen.<sup>467</sup> Das Ziel der Bilanzierung ist die Erfassung der Umweltwirkungen eines typischen Transportmittels, deswegen wurden die moderneren Verkehrsmittel, die 1% von allen Fahrzeugen ausmachen, aus der Betrachtung ausgeklammert.

---

<sup>465</sup>Vgl. den Abschnitt „5.3.1.6.2 Allgemeine Transporte im Szenarium 1“. Der Treibstoffverbrauch für Gütertransporte beträgt 17,6 l pro 1 000 tkm. Der Rest des gesamten Energieverbrauchs, der zum einen in kJ (1 400 000 kJ pro 1 000 tkm) und zum anderen durch Gewicht des Erdöls (35 kg pro 1 000 tkm) erfasst wird, beträgt etwa 17,4 l pro 1 000 tkm.

<sup>466</sup>Vgl. Tab. 15 im Anhang A, Teil IV.

<sup>467</sup>Dabei wird das Bezugsjahr 1996 im Szenarium 1 berücksichtigt, wenn die Standards „Euro II“ galten.

Die Umweltgrößen *Kohlenmonoxid, Stickstoffemissionen und gesamte Kohlenwasserstoffe* wurden nach den Vorschriften „Euro 0“ berechnet.<sup>468</sup> Die Menge der Kohlenmonoxidausstöße in Russland ist dabei ca. 3,1 Mal größer, als solche in Deutschland; bei den Stickstoffemissionen und gesamte Kohlenwasserstoffe sind das 2,3 und 2,4-fache Übersteigen.

Nach offiziellen Informationen (von der Staatlichen Sanitäts- und Epidemieinspektion) aus dem Jahr 1999 ist die Menge der Luftemissionen bei russischen Autos 3,3 so hoch, wie bei Fahrzeugen in industriell hoch entwickelten Staaten.<sup>469</sup> Sofern diese Angaben dem Vergleich der russischen und deutschen Werte für Kohlenmonoxide, Stickstoffemissionen und Kohlenwasserstoffe entsprechen, werden *die restlichen Emissionen* unter Berücksichtigung vom Faktor 3 berechnet.

Bei der Berücksichtigung des Treibstoffverbrauchs wurde ein Zuschlag in Höhe von 10% gerechnet. Da die Emissionsmenge in einer direkten Zusammenhang mit Treibstoffverbrauch steht, gilt dieser Zuschlag auch für transportrelevante Emissionen.

#### 5.3.1.6.5 Mülltransporte in Szenarien 2 und 3

Die Modellierung der Mülltransporte in Russland wird aufgrund des entsprechenden Moduls im Szenarium 1 durchgeführt (vgl. Tab. 57).<sup>470</sup>

In diesem Modul sind die Transportentfernung und der Nutzlast von Müllfahrzeugen von Bedeutung. Nach Literaturquellen beträgt die durchschnittliche *Transportstrecke* bis zu einer Abfallentsorgungsanlage in der Russischen Föderation 20 km, in Großstädten erreicht sie 45 km.<sup>471</sup> Durch diesen Aspekt unterscheiden sich die Szenarien 2 und 3. Während im Gebiet Moskau bei etwa gleicher Menge an entstehendem Abfall in der Stadt Moskau und Umgebung für die Stadt Moskau eine Transportentfernung in Höhe von 45 km eingesetzt wird und für die Stadtumgebung nur 20 km (gewichteter Mittelwert beträgt 32,5 km), ist im ganzen Gebiet Tyumen die gleiche Transportstrecke (20 km) zu berücksichtigen. *Der Nutzlast* eines typischen Müllfahrzeuges in Russland beträgt 4 bis 5 t.

---

<sup>468</sup>Vgl. Richtlinie 88/77/EWG 1988. Im diesen Modul werden sechs Kohlenwasserstoffe erfasst, es wird angenommen, dass die Menge jedes Kohlenwasserstoffes gleichermaßen zunimmt.

<sup>469</sup>Vgl. Regierung Moskaus, Verwaltung der GIBDD bei GUV D 1999.

<sup>470</sup>In Russland wird für Haushaltsabfälle das Bringsystem eingesetzt: in Hochhäusern wird Müll in die Müllschlucker eingeworfen, sonst wird der Abfall zur nächsten Sammelstelle gebracht. Bei der Abfallsammlung wird es nicht nach Art des Mülls unterschieden: alle Abfälle werden mit einem gleichen Müllfahrzeug abgefahren.

<sup>471</sup>Vgl. Smirennj 2001, 96.

Die Annahmen hinsichtlich *des Treibstoffverbrauchs und der Schadstoffausstöße* wurden wie im Modul „Allgemeine Transporte“ in Szenarien 2 und 3 festgelegt. Das heißt:

- 50% des Energieaufwandes stammen aus Treibstoffverbrauch und restliche 50% - aus der Treibstoffbereitstellung.
- 75% der Luftemissionen sind auf Verbrennung des Treibstoffes zurückzuführen und restliche 25% - auf Treibstoffbereitstellung.
- Die Emissionswerte wurden teils nach Abgasvorschriften „Euro 0“ und teils mit dem Faktor 3 berechnet, die Brennstoffbeanspruchung wurde mit dem Faktor 1,1 berücksichtigt (vgl. vorigen Abschnitt).

### **5.3.2 Berechnungsverfahren**

#### **5.3.2.1 Allgemein**

Alle Module sind über lineare Input-/Outputbeziehungen verkoppelt. Die Bilanzierung beginnt mit dem Zentralmodul „Herstellung von Verbundkarton“, von dem aus die einzelnen In- und Outputströme, die in den Modulbeschreibungen (vgl. Abschnitt 5.3.1) als „wichtige Inputs“ bzw. „wichtige Outputs“ bezeichnet sind, weiterverfolgt werden. Auf dieser Weise werden alle Module des Verpackungssystems linear miteinander verknüpft und mit Bezug auf die funktionale Einheit (1 000 1L-Getränkekartons) berechnet. Eine Zusammenfassung von Datenkategorien erfolgt bei der Sachbilanz nicht.

#### **5.3.2.2 Umrechnungskoeffizienten**

In der Basisstudie des UBA „Ökobilanz für Getränkeverpackungen - II“ sind Informationen für sämtliche Lebenswegabschnitte einer Verbundverpackung erhoben.<sup>472</sup> Die Input- und Outputflüsse sind in der Menge gegeben, die für die Produktion von 1 kg eines Hauptproduktes jeweiligen Moduls notwendig ist. Im Modul „Primäraluminiumschmelze“ ist das z.B. ein kg Aluminiumbarren, im Modul «Herstellung von Aluminiumfolie“ ist das ein kg Aluminiumfolie usw. (vgl. Anhang B).

Das erschwert die Beurteilung über den Ausmaß der bei der Produktion eines Getränkekartons entstehenden Input- und Outputströmen. Deshalb werden alle Datensätze auf

---

<sup>472</sup>Vgl. UBA 2000c.

eine einheitliche Menge des erzeugten Produktes bezogen, nämlich auf eine 1L-Verbundverpackung. Dafür werden lineare Zusammenhänge von Modulen untersucht. Umrechnungskoeffizienten werden aus den Daten über Gewicht und Verbrauch entsprechender Verpackung abgeleitet. *Ein Umrechnungskoeffizient beantwortet also die Frage, für wie viele Verbundverpackungen reicht 1 kg Hauptprodukt eines Moduls.*

#### 5.3.2.2.1 Packstoff-, Verbundkartonherstellung und ihre Vorketten

**Modul 7 (Herstellung von Verbundkarton).** Als erstes wird der Umrechnungskoeffizient für die Hauptstufe untersuchter Produktion berechnet, die Verbundkartonproduktion. Reicht 0,0293 kg Verbundverpackung für die Herstellung eines Getränkekartons, genügt 1 kg Verbundverpackung für die Produktion von 34,13 Getränkekartons (*Umrechnungskoeffizient ist 34,13 gleich*).

Aus der Tabelle 58 können die Umrechnungskoeffizienten für drei Stoffe, aus denen die primäre Verpackung besteht, ausgerechnet werden.

Tabelle 58. Stoffanteile an Verbundkarton.

Input-Stoffe	Gewichtsanteile, kg
Aluminium	0,0592 kg
Polyethylen (LDPE)	0,268 kg
Karton	0,769 kg
<b>Output-Verbundkarton</b>	1*

\* Bei der Verbundkartonproduktion gibt es Stoffverluste.

**Modul 4 (Herstellung von Alufolie).** Reicht 0,0592 kg Alufolie für die Herstellung von 1 kg Verbundkarton bzw. von 34,13 Getränkeverpackungen, genügt 1 kg Alufolie für die Produktion von 576,52 Getränkeverpackungen (*Umrechnungskoeffizient ist 576,52 gleich*).

**Modul 5 (Herstellung von LDPE).** Reicht 0,268 kg LDPE-Granulat für die Herstellung von 1 kg Verpackungsfolie bzw. von 34,13 Getränkeverpackungen, genügt 1 kg LDPE-Granulat für die Produktion von 127,35 Getränkeverpackungen (*Umrechnungskoeffizient ist 127,35 gleich*).

**Modul 6 (Herstellung von Rohkarton).** Reicht 0,769 kg Rohkarton für die Herstellung von 1 kg Karton bzw. von 34,13 Getränkeverpackungen, genügt 1 kg Rohkarton für die Produktion von 44,38 Getränkeverpackungen (*Umrechnungskoeffizient ist 44,38 gleich*).

**Module 1 und 2 (Primär- und Sekundäraluminiumschmelze).** Ähnlich werden die Umrechnungskoeffizienten für die Aluminiumbarrenproduktionen (Primär- und Sekundäraluminiumschmelze) errechnet, die Vorstufen der Aluminiumfolienproduktion sind.

Im ersten Schritt ist es wichtig, wie viel Aluminiumbarren für die Produktion von einem Kilogramm Alufolie notwendig ist: aus 1,02 kg Aluminiumbarren wird nur 1 kg Alufolie hergestellt. Dabei wird es nicht zwischen der Art der Rohstoffe unterschieden (Primär- oder Sekundäraluminium). Reicht 1 kg Alufolie für die Herstellung von 576,52 Getränkekartons, genügt 1,02 kg Aluminiumbarren für die Herstellung derselben Zahl von Getränkekartons. Das heißt, 1 kg Aluminiumbarren reicht für die Produktion von 565,22 Getränkekartons (*Umrechnungskoeffizient im Modulen 1 und 2 ist 565,22 gleich*). Durch Anteile des Primäraluminiums (72,42%) und des Sekundäraluminiums (27,58%) bei der Folienproduktion wird diese Zahl entsprechend korrigiert (Faktoren 0,7242 und 0,2758).<sup>473</sup>

#### 5.3.2.2.2 Transportverpackungen und ihre Vorketten

Weitere Ausführungen gehen die Umrechnungskoeffizienten für die Um- und Transportverpackungen an. Hierbei spielt das eine Hauptrolle, wie die Kartons verpackt werden. Eine Übersicht darüber ist der Tabelle 17 zu entnehmen.

**Modul 8 (Herstellung von Wellpappe).** Wellpappe-Trays werden als eine Transportverpackung ersten Niveaus eingesetzt. In ein Tray passen 12 Getränkekartons, wobei jeder Tray 0,0778 kg wiegt. Das heißt, 1 kg Wellpappe reicht für 154,24 Kartons (*Umrechnungskoeffizient ist 154,24 gleich*).

**Modul 9 (Sägewerk).** Holzpaletten werden als eine Transportverpackung zweiten Niveaus eingesetzt. In eine Holzpalette passen 864 Getränkekartons, wobei jede Palette wiegt 22 kg. Das heißt, 1 kg Holzpalette reicht für 39,27 Kartons (*Umrechnungskoeffizient ist 39,27 gleich*).<sup>474</sup>

**Modul 3 (Stammholzproduktion).** Bei der Stammholzproduktion wird Stammholzabbau für die Palettenproduktion beschrieben. Da beim Sägewerk laut vorhandenen Literaturangaben keine Stoffverluste stattfinden, d.h. aus 1 kg Stammholz genau 1 kg Holzpalette hergestellt wird, ist Umrechnungskoeffizient dem des Moduls 9 gleich (*Umrechnungskoeffizient ist 39,27 gleich*).

---

<sup>473</sup>Vgl. dass. 2000b, 110.

<sup>474</sup>Im Datensatz für die Paletten ist die Umlaufzeit von 50 berücksichtigt.

### 5.3.2.2.3 Berechnung für Beseitigungs- bzw. Recyclingsmodule

**Modul 12 (Wertstoffsortierung).** Das bei der Wertstoffsortierung gewonnene Aluminium wird für die Sekundäraluminiumschmelze eingesetzt. Der Umrechnungskoeffizient für Wertstoffsortierung kann deshalb mit Hilfe des Umrechnungskoeffizienten für Sekundäraluminiumschmelze herausgefunden werden. Aus 1,12 kg Sekundäraluminium wird 1 kg Aluminiumbarren hergestellt. Reicht 1 kg Aluminiumbarren für 565,22 Kartons, dann genügt 1,12 kg Sekundäraluminium für die Herstellung derselben Zahl von Getränkekartons. Das heißt, 0,35 kg Sekundäraluminium (erwünschtes Output im Modul 14), reicht für die Produktion 176,63 Getränkekartons (*Umrechnungskoeffizient ist 176,63 gleich*).

Außerdem soll der Anteil von Verbundverpackungen, die über DSD mit der Wertstofferrfassung eingesammelt werden (58%), mit dem Faktor 0,58 berücksichtigt werden.<sup>475</sup>

**Modul 13 (Sortierung von Altpapier).** Das aussortierte Altpapier wird vor allem bei der Wellpappeherstellung eingesetzt. Die Errechnung des Koeffizienten verläuft durch Umrechnungskoeffizient für Produktion von Wellpappe. Aus 1,3 kg aussortierter Altpapier und Alppappe wird 1 kg Wellpappe hergestellt. Reicht 1 kg Wellpappe für 154,24 Kartons, dann genügt 1,3 kg Altpapier und Altpappe für die Herstellung von Trays für dieselbe Zahl von Getränkekartons. Das heißt, 0,855 kg Altpapier und Altpappe (erwünschtes Output im Modul 13), reicht für die Produktion 101,44 Getränkekartons (*Umrechnungskoeffizient ist 101,44 gleich*).

**Modul 14 (Altpapiererrfassung).** Der Koeffizient wird analog zum Modul 13 berechnet, abgesehen davon, dass erwünschtes Output im Modul 14 1 kg beträgt (*Umrechnungskoeffizient 118,65 ist gleich*).

**Modul 15 (Deponie Hausmüll).** Dieser Datensatz umfasst die Input- und Outputströme bei der Beseitigung von hausmüllähnlichen Restabfällen aus Verbrauch und Produktion durch Deponierung. Als Bezugseinheit wird in diesem Modul 1 kg Verpackungsabfällen (aller Art) verwendet. Dabei wird also keine Differenzierung von abzulagernden Abfällen nach Ursprung, Stoff, Umweltschädlichkeit usw. vorgenommen. Deshalb muss es angenommen werden, dass Verbundverpackungsabfälle sich bei der Deponierung ebenso abschneiden, wie hausmüllähnliche Abfälle im Durchschnitt. *Der*

---

<sup>475</sup>Vgl. UBA 2000b, 107. Die restlichen 42% werden als Restmüll erfasst.

Umrechnungskoeffizient für Verbraucherabfälle ist 34,13 gleich, da 1 kg der beim Verbraucher ausfallenden Verbundverpackungen dieser Zahl von Getränkekartons entspricht.

Außerdem sollten noch zwei Faktoren berücksichtigt werden:

- Ca. 42% der gebrauchten Verbundverpackungen werden im Szenarium 1 mit dem Restmüll erfasst und zur einen Deponie bzw. zur einen Müllverbrennungsanlage gebracht.<sup>476</sup> Daraus ergibt sich für das Szenarium 1 der Koeffizient 0,42. In Szenarien 2 und 3 gelangen 100% der angesammelten Abfälle zu Deponien oder MVA, der Koeffizient ist 1 gleich.
- Mit dem Faktor 0,64 im Szenarium 1 und mit dem Faktor 0,98 im Szenarium 2 Anteil der abzulagernden Abfällen berücksichtigt werden.<sup>477</sup>

Auch bei der Produktion (bei Modulen 5, 6, 7 und 8) kommen die hausmüllähnlichen Abfälle zur Beseitigung vor, und zwar ca. 0,0021 kg pro 1 Getränkekarton. Umrechnungskoeffizient für die hausmüllähnliche Produktionsabfälle wird demnach als 476,19 angesetzt. Die Faktoren 0,64 im Szenarium 1 und 0,98 im Szenarium 2 (für Anteil des deponierten Abfalls) sind hier auch relevant.

**Modul 16 (Schlackendeponie).** Bei den 9 von 20 betrachteten Produktionsmodulen (Module 1, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 17, 18) fallen unter Abfällen zur Beseitigung Aschen und Schlacken an. Als Bezugseinheit wird in diesem Modul 1 kg Aschen und Schlacken zur Beseitigung verwendet. Diese betroffenen 9 Modulen ergeben ca. 0,00077 kg Aschen und Schlacken im Szenarium 1, ca. 0,00071 kg im Szenarium 2 und ca. 0,00070 im Szenarium 3 pro 1 Getränkekarton. Dieses gesamte Output von Aschen und Schlacken widerspiegelt die Menge an Aschen und Schlacken, die an die Herstellung eines einzigen Kartons zukommt. Die Umrechnungskoeffizienten sind 1298 im Szenarium 1, 1408 im Szenarium 2 und 1428 im Szenarium 3.

**Modul 17 (MVA Hausmüll).** Dieser Datensatz umfasst die Input- und Outputströme bei der Beseitigung von hausmüllähnlichem Restabfall aus Verbrauch und Produktion durch Verbrennung. Als Bezugseinheit wird in diesem Modul 1 kg hausmüllähnlicher Abfälle verwendet. Die Umrechnungskoeffizienten für Abfälle aus Verbrauch werden wie im Modul 15 berechnet (für die Abfälle aus Verbrauch beträgt der Umrechnungskoeffizient 34,13, für die Produktionsabfälle 476, 19). Für beide nach Ursprung unterschiedliche Abfallarten gelten

---

<sup>476</sup>Vgl. dass. 2000b, 107. Die restlichen 58% werden als Wertstoffe erfasst.

<sup>477</sup>Der Rest wird verbrannt, vgl. Tab. 48 im Abschnitt „5.3.1.5.7 Beseitigungswege“.

Faktor 0,36 im Szenarium 1 und Faktor 0,02 im Szenarium 2, mit denen Anteil des verbrannten Abfalls berücksichtigt wird.

Für Verbraucherabfälle in Szenarium 1 gilt zusätzlich der Faktor 0,42, um Anteil der mit dem Restmüll eingesammelten und entsorgten Getränkeverpackungen zu berücksichtigen.

**Modul 18 (Kläranlage).** Bei den 11 erfassten Modulen werden Abwässer emittiert. Als Bezugseinheit wird in Modul „Kläranlage“ 1 kg Abwasser verwendet. Bei den betroffenen 11 Modulen wird ca. 3,81 kg Abwasser im Szenarium 1 und ca. 7,38 kg Abwasser in Szenarien 2 und 3 pro 1 Getränkekarton ergeben. Dieses gesamte Output von Abwasser widerspiegelt die Menge an Abwasser, die an die Herstellung eines einzigen Kartons zukommt. *Der Umrechnungskoeffizient beträgt somit 0,262 im Szenarium 1 und 0,136 in Szenarien 2 und 3.*

#### 5.3.2.2.4 Abfüllung

**Modul 10 (Abfüllung).** In den vorhandenen Datensätzen werden die Stoff- und Energieströme ursprünglich auf eine durchschnittliche Nennleistung einer Abfüllanlage (1 200 Verpackungen pro Stunde) bezogen. Werden alle Energie- und Betriebsstoffverbräuche um Faktor 0,8333 reduziert, bekommt man Inputsdaten pro 1 000 Getränkekarton.

#### 5.3.2.2.5 Transportvorgänge

Die Transporte innerhalb des Lebenszyklus einer Verbundverpackung werden in der vorliegenden Ökobilanz unterschiedlich modelliert. In Modulen 1 - 7, 9 sind die transportbedingten Umweltaspekte von Anfang an angehalten. In restlichen Modulen sollen die Transporte an dieser Stelle mit den Modulen „Allgemeine Transporte“ und „Mülltransporte“ berücksichtigt werden.<sup>478</sup> Dabei werden sie nach zwei Prinzipien behandelt:

1. entweder müssen sie neu zusammengestellt werden (z.B. Module 8, 10, 12-17),
2. oder muss den Szenarien 2 und 3 eine größere Transportstrecke im Vergleich zum Szenarium 1 zugerechnet werden (z.B. Modul 4).

Dafür werden zunächst die Stoff- und Energieströme unter Berücksichtigung der Transportentfernung jeweils nach Modulen und Szenarien (vgl. Tab. 59) modelliert und anschließend die Umrechnungskoeffizienten ermittelt. Ein Sonderfall stellt die Getränkedistribution, der Transport von gefüllten Verbundverpackungen vom Abfüller zum

---

<sup>478</sup>Beim Modul 18 “Kläranlage” gibt es keine Transporte.

Handel/Verbraucher, denn hierbei die Allokation zwischen Verpackungs- und Füllgutgewicht erforderlich ist.

**Modul 19 (Allgemeine Transporte).** Das Modul „Allgemeine Transporte“ ist auf 1000 tkm einbezogen, die Nutzlast des eingesetzten Fahrzeuges beträgt maximal 28t.<sup>479</sup> Der Vorgang bei der Umrechnung auf eine 1L-Verbundverpackung wird *am Beispiel des Transportes von Aluminiumfolie* gezeigt (Modul 19a, relevant für Szenarien 2 und 3).

In einem ersten Schritt wird der gesamte Weg eines Fahrzeuges in tkm berechnet, z.B. hier 84 000 tkm. Danach wird durch den Umrechnungskoeffizient im entsprechenden Modul, das in der Tabelle 59 in Klammern angegeben ist, die Anzahl von Getränkekartons herausgefunden, die sich aus 1 kg Hauptprodukt eines Moduls herstellen lassen. In diesem Fall werden aus 1 kg Alufolie etwa 576,52 Getränkeverpackungen hergestellt; 28 000 kg würden dann für die Produktion von etwa 16 142 560 Getränkekartons reichen. Die Transportverpackungen werden bei der Betrachtung vernachlässigt.

Tabelle 59. Zu berücksichtigende Transportentfernung in verschiedenen Szenarien, km

<b>Modul 19 „Allgemeine Transporte“</b>			
<b>Bezeichnung des Moduls</b>	<b>Szenarium 1</b>	<b>Szenarium 2</b>	<b>Szenarium 3</b>
<b>19a</b> – Transport von Aluminiumfolie zum Verbundkartonhersteller (Modul 4)	-	3 000	3 000
<b>19b</b> – Transport von aussortiertem Altpapier zum Wellpappehersteller (Module 13 und 14)	80	80	-
<b>19c</b> – Transporte von Verbundkarton zum Abfüller (Modul 7)	250	100	2 250
<b>19d</b> – Transporte von Wellpappe-Trays zum Abfüller (Modul 8)	80	500	1 500
<b>19e</b> – Getränkedistribution	500	700	1 500
<b>19f</b> – Transporte von Aschen und Schlacken zur Schlackendeponie (Modul 16)	30	32,5	20
<b>Modul 20 „Mülltransporte“</b>			
<b>Bezeichnung des Moduls</b>	<b>Szenarium 1</b>	<b>Szenarium 2</b>	<b>Szenarium 3</b>
<b>20a</b> – DSD-Wertstoffeffassung und -abtransport zur Entsorgungsanlage (Modul 12)	30	-	-
<b>20b</b> – Altpapiertransport zur Entsorgungsanlage (Modul 13)	30	-	-
<b>20c</b> – Altpapiereffassung (Modul 14)	-	30	-
<b>20d</b> – Restmülltransport zur Hausmülldeponie (Modul 15)	30	32,5	20
<b>20e</b> – Restmülltransport zur Müllverbrennungsanlage (Modul 17)	30	10	-

Für die Umrechnung der Verbräuche und Emissionen *bei der Getränkedistribution* auf die Getränkekartons ist eine Anzahl an Paletten von Bedeutung (vgl. Tab. 54). Darüber hinaus ist das Gewicht der gefüllten Verpackungen genau bekannt (951 kg pro eine komplett

<sup>479</sup>Vgl. auch den Abschnitt „5.3.1.6.2 Allgemeine Transporte im Szenarium 1“.

verpackte Palette).<sup>480</sup> Zunächst wird der Weg eines LKW in tkm ausgewiesen (z.B. 13 790 tkm im Szenarium 1). Da in jeder Palette 864 Getränkekartons transportiert werden, beträgt die Anzahl der Verbundverpackungen in einem LKW 25 056 Stück.

Das Gewicht der Verpackungen beträgt nur 5,6% des gesamten Gewichtes einer Palette, der Rest (94,4%) machen die abgefüllten Getränke aus. Der Untersuchungsgegenstand ist in der vorliegenden Ökobilanz die Getränkverpackung an sich, daher müssen die Umweltwirkungen bei der Getränkedistribution mit dem Faktor 0,056 berechnet werden.<sup>481</sup>

**Modul 20 (Mülltransporte).** Mülltransporte werden unter Berücksichtigung von maximaler Nutzlast der Fahrzeuge (im Durchschnitt 5,6 t im Szenarium 1 und 4,5 t in Szenarien 2 und 3) und von der Transportentfernung berechnet. Das Prinzip ist das gleiche, wie bei allgemeinen Transporten (siehe oben). Hier wird auf einige Besonderheiten aufmerksam gemacht. Die Wertstoffe aus den „gelben Säcken“ stellen im Fall 20a eine leichte, aber sehr umfangreiche Abfallfraktion dar und werden normalerweise beim Transport durch eine hydraulische Presse verdichtet, um Lademenge zu erhöhen. Dadurch kann die Nutzlast auch bei einer derart leichten Abfallfraktion nahezu vollständig ausgenutzt werden.

Im Fall 20c muss unter anderem Faktor 0,7 berücksichtigt werden, weil nur 70% des Altpapiers mit den Transportmitteln eingesammelt wird.<sup>482</sup>

Im Fällen 20d und 20e wird die Restmülleinsammlung und –abfuhr vom Verbraucher betrachtet. Diese Module ergänzen sich gegenseitig. Hierbei werden unter anderem Faktoren nach Tabelle 48 eingesetzt: 0,64 für Transporte zur Mülldeponie und 0,36 für Transporte zur MVA im Szenarium 1, sowie entsprechend 0,98 und 0,02 im Szenarium 2.

### 5.3.2.3 Fehlerabschätzung

Aufgrund der Datenlage lässt sich die klassische Methode der Fehleranalyse nicht auf Ökobilanz anwenden. Eine spezifische Methode zur Fehlerabschätzung in Ökobilanzen wurde bislang nicht entwickelt.<sup>483</sup>

---

<sup>480</sup>Vgl. Tab. 17, in der das Gewicht von einzelnen Bestandteilen eines betrachteten Verpackungssystems angegeben wird. Füllvolumen der abgefüllten Getränke beträgt 1 l, Füllgewicht 1,04 kg, vgl. UBA 2000b, Anhang 2.

<sup>481</sup>Vgl. den Abschnitt „5.2.2.5 Systemgrenzen“.

<sup>482</sup>Sonst wird Altpapier von der Bevölkerung zu Annahmestellen gebracht, wobei Transportkosten von den Bürgern getragen werden und hier nicht erfasst werden können. Vgl. den Abschnitt „5.3.1.4.4 Altpapierfassung im Szenarium 2“.

<sup>483</sup>Vgl. UBA 2000b, 132.

## 5.4 Wirkungsbilanz

### 5.4.1 Auswahl der Wirkungskategorien

In der vorliegenden Ökobilanz wird es versucht, alle wichtigen Umweltwirkungen des untersuchten Systems mit den in der Tabelle 60 angeführten Wirkungskategorien zu erfassen. Die ausgewählten Wirkungskategorien decken die wesentlichen derzeit in der wissenschaftlichen Diskussion befindlichen negativen Umweltauswirkungen ab. Die für die betrachteten Kategorien angewendeten Wirkungsmechanismen sind wissenschaftlich begründet und mit Bezug auf die Ableitung aus den Sachbilanzdaten auch gut operationalisierbar. Dies bestätigt auch ihre weitverbreitete Verwendung in nationalen und internationalen Ökobilanzen. Es kann hier also durchaus von einer allgemeinen Akzeptanz dieser Wirkungskategorien gesprochen werden.

Eine Besonderheit ist die Aufspaltung der Wirkungskategorie „Eutrophierung“ durch die getrennte Betrachtung der aquatischen und terrestrischen Eutrophierung. Nach Auffassung des Umweltbundesamtes wird damit den in beiden Bereichen unterschiedlichen Wirkungsmechanismen Rechnung getragen.<sup>484</sup>

Da in dem untersuchten Verpackungssystem keine ozonzerstörende Substanz involviert ist, unterbleibt hier nach dem „Verursacher-Prinzip“ die Darstellung der Umweltkategorie „Ozonschichtzerstörung“.

*Tabelle 60. Zu berücksichtigende Wirkungskategorien*

<b>Verwendete Wirkungskategorien</b>	
1. Treibhauseffekt	
2. Photooxidantienbildung	
3. Eutrophierung von Böden (Terrestrische Eutrophierung)	
4. Eutrophierung von Gewässern (Aquatische Eutrophierung)	
5. Versauerung	
Ressourcenbeanspruchung	6. Energieträger, 7. Materialien, 8. Wasser, 9. Forstflächen- und 10. Deponieflächenverbrauch
11. Toxische Schädigung des Menschen (Humantoxizität)	
12. Toxische Schädigung der Organismen und Ökosysteme (Ökotoxizität)	
13. Abfallmenge	

<sup>484</sup>Vgl. dass. 2000b, 146.

### 5.4.2 Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien

Die Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien (Klassifizierung nach ISO-Normen) dient als Vorstufe zur Umrechnung von Sachbilanzergebnissen in Wirkungsindikatorwerte. Durch die Zuordnung der Sachbilanzparameter erhält das weitere Vorgehen eine Struktur, indem die Vielzahl der Einzelparameter aus der Sachbilanz auf die oben ausgewählten Umweltwirkungen bezogen wird (vgl. Tab. 61). Man kann außerdem erkennen, ob für eine Kategorie nur wenige Informationen vorliegen und für eine andere sehr viele.<sup>485</sup>

Tabelle 61. Zuordnung der erhobenen Sachbilanzparameter zu den Wirkungskategorien

<i>Wirkungskategorien</i>	<i>Sachbilanzparameter</i>
<b>Treibhauseffekt</b>	Kohlendioxid, Methan, Distickstoffmonoxid
<b>Photooxidantienbildung</b>	Methan, Formaldehyd, Benzol, NMVOC und VOC
<b>Eutrophierung von Böden</b>	Stickoxide, Ammoniak
<b>Eutrophierung von Gewässern</b>	Gesamtphosphor, CSB, Ammonium, Nitrat
<b>Versauerung</b>	Schwefeldioxid, Stickoxide, Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff, Ammoniak, Schwefelwasserstoff
<b>Energieträgerbeanspruchung</b>	Erdöl, Erdgas, Steinkohle, Braunkohle, Koks
<b>Materialienverbrauch</b>	Kohlendioxid, Natriumhydroxid, Schwefelsäure, Calciumhydroxid, Kalk, Kalkstein, Natriumchlorid, Eisen, Bauxit, Sand, Ammoniumhydroxid, Pestizide, Kartoffelstecklinge, Sekundärrohstoff-Dünger, unspezierte Hilfsstoffe
<b>Wasserverbrauch</b>	Kühl- und Prozesswasser
<b>Naturraumbeanspruchung</b>	Wald- und Deponieflächen
<b>Toxische Schädigung des Menschen</b>	Emissionen in die Luft (Staub, Kohlenmonoxid, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Partikel, Schwefeldioxid, Benzol, PCDD/PCDF, Benzo(a)pyren) und ins Wasser (Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel)
<b>Toxische Schädigung der Organismen und Ökosysteme</b>	Emissionen in die Luft (Ammoniak, Fluorwasserstoffe, Schwefeldioxid, Schwefelwasserstoff, Stickoxide) und ins Wasser (Ammonium, Chlorid, Kohlenwasserstoffe, AOX)
<b>Abfallmenge</b>	Aschen und Schlacken, Klärschlamm, Sondermüll, hausmüllähnliche Abfälle, andere Abfallarten

### 5.4.3 Methoden zur Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse

In Anschluss an die Wirkungszuordnung sind die Sachbilanzergebnisse entsprechend dem Charakterisierungsmodell in Indikatorergebnisse umzuwandeln (Charakterisierung nach ISO-Normen). Dazu sollen im Folgenden die ausgewählten Wirkungsindikatoren vorgestellt und – soweit vorhanden - die Charakterisierungsfaktoren beziffert werden.

<sup>485</sup>Vgl. dass. 2000b, 147.

### 5.4.3.1 Treibhauseffekt

Der Treibhauseffekt steht für die negative Umweltwirkung der anthropogen bedingten Erwärmung der Erdatmosphäre. Der bisher meist in Ökobilanzen angewandte Indikator ist das Strahlungspotential, das in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten angegeben wird (es wird auch als Global Warming Potential, GWP, bezeichnet).<sup>486</sup> Die Charakterisierungsmethode gilt als allgemein anerkannt.

Bei der Berechnung von CO<sub>2</sub>-Äquivalenten wird die Verweilzeit der Gase in der Troposphäre berücksichtigt. Daher stellt sich die Frage, welcher Zeitraum der Klimamodellrechnung für die Zwecke der Produkt-Ökobilanz verwendet werden soll. Es existieren Modellrechnungen für 20, 50 und 100 Jahre. Die Modellrechnungen für 20 Jahre beruhen auf der sichersten Prognosebasis. Das Umweltbundesamt empfiehlt die Modellierung auf der 100-Jahresbasis, da sie am ehesten die langfristigen Auswirkungen des Treibhauseffektes widerspiegelt. Sie wurde in dieser Ökobilanz verwendet.<sup>487</sup>

In der Sachbilanz wurden die Kohlendioxidemissionen in zwei Arten unterteilt: das fossile und das regenerative Kohlendioxid. In den stofflich genutzten Pflanzen ist Kohlenstoff aus der Atmosphäre gebunden, der im Laufe der Zeit durch die Verrottung oder die Verbrennung wieder freigesetzt wird. Diese Emissionen (regenerativer Kohlendioxid) werden dem Treibhauseffekt nicht zugerechnet, da hierbei genau so viel CO<sub>2</sub> freigesetzt wird, wie zuvor der Atmosphäre beim Wachstum der Pflanze entzogen wurde. Die zeitweilige Bindung von CO<sub>2</sub> in der Pflanze bzw. dem daraus produzierten Stoff ist in der Regel auf maximal einige Jahrzehnte beschränkt und erfordert aufgrund der langen Integrationszeiträume beim Treibhauseffekt keine Berücksichtigung.

Der Beitrag zum Treibhauseffekt wird durch Summenbildung der emittierten Mengen von einzelnen treibhausrelevanten Schadstoffen und dem jeweiligen CO<sub>2</sub>-Äquivalentwert berechnet (vgl. Tab. 62 und F 8).

Tabelle 62. Treibhauspotential der relevanten Schadstoffe<sup>488</sup>

<i>Schadstoff</i>	<i>CO<sub>2</sub>-Äquivalent (GWP)</i>
<b>Kohlendioxid</b>	1
<b>Methan</b>	21
<b>Distickstoffmonoxid</b>	310

<sup>486</sup>Vgl. Klöpffer et al. 1995.

<sup>487</sup>Vgl. UBA 2000b, 148f.

<sup>488</sup>Vgl. dass. 2000b, 149.

$$(F8) \quad \text{GWP} = \sum_i (m_i \times \text{GWP}_i)$$

#### 5.4.3.2 Photooxidantienbildung

Durch das Auftreten erhöhter Konzentrationen von Photooxidantien wie Ozon entsteht der Photosmog oder Sommersmog. Aufgrund der komplexen Reaktionsvorgänge bei der Bildung von Photooxidantien ist die Abbildung der Zusammenhänge zwischen Emissionen von ungesättigten Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden äußerst schwierig. Die bisher in Wirkungsabschätzungen verwendeten Ozonbildungspotentiale (Photochemical Ozone Creation Potential, POCP), ausgedrückt in Ethenäquivalenten, sind in Fachkreisen umstritten, da sie zum einen auf der Änderung bestehender Ozonkonzentrationen aufbauen und zum anderen für regional weiträumige Ausbreitungsrechnungen entwickelt wurden. Sie basieren auf dem Ozonbildungspotential der Kohlenwasserstoffe und blenden den Betrag der Stickoxide an den Bildungsreaktionen vollkommen aus.<sup>489</sup>

Um dennoch die Stickoxide in die Modellierung der Photooxidantienbildung miteinbeziehen zu können, wurde von Stern aufbauend auf das POCP-Modell eine lineare Berücksichtigung der Stickoxide vorgeschlagen.<sup>490</sup> Dies bedeutet, dass die emittierten Stickoxide mit dem berechneten POCP-Wert multipliziert werden (vgl. Formel 9). Es ergibt sich daraus ein neuer Indikator, Nitrogen Corrected Photochemical Ozone Creation Potential (NCPOCP), welcher die lineare Berücksichtigung der Stickoxide ermöglicht. Das Modell wurde bisher in wenigen Ökobilanzen angewendet.

In der Tabelle 62 sind die Gase mit ihren photochemischen Ozonbildungspotentialen (POCP) aufgelistet, die im Rahmen dieser Ökobilanz erhoben werden konnten. Die einzelnen Substanzen werden mit einem definierten Äquivalenzwert zu Ethen berücksichtigt (Ethen selber kommt in der Ökobilanz nicht vor). Für die stofflich nicht spezifizierten Kohlenwasserstoffe wird ein aus CML entnommener mittlerer Äquivalenzwert verwendet.<sup>491</sup>

Die POCP und NCPOCP werden nach folgenden Formeln ermittelt:

$$(F9) \quad \text{POCP} = \sum_i (m_i \times \text{POCP}_i)$$

<sup>489</sup>Vgl. UBA 2000b, 149.

<sup>490</sup>Vgl. Stern 1997.

<sup>491</sup>Vgl. Heijungs et al. 1992.

$$(F10) \quad \text{NCPOCP} = \sqrt{\text{NO}_x \times \sum_i (m_i \times \text{NCPOCP}_i)}$$

Tabelle 63. Ozonbildungspotential der relevanten Schadstoffe<sup>492</sup>

<i>Schadstoff</i>	<i>Ethen-Äquivalent (POCP)</i>
<b>Methan</b>	0,007
<b>Formaldehyd</b>	0,421
<b>Benzol</b>	1,189
<b>NMVOG aus Deselemissionen</b>	0,7
<b>NMVOG im Durchschnitt</b>	0,416
<b>VOC im Durchschnitt</b>	0,377

### 5.4.3.3 Eutrophierung von Böden und Gewässern

Gasförmig emittierte Stickstoffoxide, Ammoniak und ihre Reaktionsprodukte werden in der Atmosphäre weiträumig transportiert und in Böden und Gewässer eingetragen. Wenn die Verfügbarkeit des organisch gebundenen Stickstoffs den Gesamtbedarf aller konsumierenden Prozesse in Böden und Gewässern übersteigt, spricht man von der Eutrophierung, der Übersättigung des Systems mit dem Stickstoff. In Gewässern bewirken die hohen Konzentrationen der Pflanzennährstoffe ein überhöhtes Pflanzenwachstum. Die übermäßige Pflanzenbiomasse kann von Primärkonsumenten nur zu einem geringen Anteil genutzt werden und wird nach dem Sterben mikrobiell unter Sauerstoffzehrung zersetzt.<sup>493</sup>

Da Böden und Gewässer bei der Eutrophierung auf sehr unterschiedliche Weise betroffen sind, soll auch eine Unterteilung in Gewässer-Eutrophierung und Boden-Eutrophierung vorgenommen werden. Dabei wird vereinfachend davon ausgegangen, dass alle luftseitig emittierten Nährstoffe eine Überdüngung des Bodens verursachen und alle wasserseitig emittierten Nährstoffe zur Überdüngung der Gewässer beitragen. Da der Nährstoffeintrag in die Gewässer über Luftemissionen im Vergleich zu Nährstoffeintrag über Abwasser gering ist, stellt diese Annahme keinen nennenswerten Fehler dar.<sup>494</sup>

Ein Maß für die mögliche Belastung des Sauerstoffhaushalts im Gewässer stellen der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) und der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) dar. Da der BSB nur mit Hilfe einer Reaktionszeit definiert werden kann und der CSB quasi das gesamte zur Verfügung stehende Potential zur Sauerstoffzehrung umfasst, wird der CSB als konservative Abschätzung in die Parameterliste der Eutrophierung aufgenommen.

<sup>492</sup>Vgl. UBA 2000b, 150.

<sup>493</sup>Vgl. dass. 1999b, A1-21ff.

<sup>494</sup>Vgl. dass. 2000b, 151.

Zur Berechnung der unerwünschten Nährstoffzufuhr wird der Indikator Eutrophierungspotential gewählt, der in Phosphatäquivalenten (Nutrification Potential, NP) angegeben wird (vgl. Tab. 64).

Tabelle 64. Eutrophierungspotential der relevanten Schadstoffe<sup>495</sup>

<i>Schadstoff</i>	<i>Phosphor-Äquivalent (NP)</i>
<i>Eutrophierungspotential der Böden</i>	
<b>Stickoxide</b>	0,13
<b>Ammoniak</b>	0,327
<i>Eutrophierungspotential der Gewässer</i>	
<b>Gesamtphosphor</b>	3,06
<b>CSB</b>	0,022
<b>Ammonium</b>	0,327
<b>Nitrat</b>	0,128

Der Beitrag zum Eutrophierungspotential wird differenziert für die Nährstoffzufuhr in den Boden und in Gewässer berechnet (vgl. Formel 11).

$$(F11) \quad NP = \sum_i (m_i \times NP_i)$$

#### 5.4.3.4 Versauerung

Die Versauerung, eine Folge der Säuren- und Säurebildneremissionen, kann sowohl bei terrestrischen als auch bei aquatischen Systemen auftreten. Der bei CML gewählte Wirkungsindikator Säurebildungspotential (Acidification Potential, AP) wird als adäquat für Versauerung angesehen. Die Abschätzung des Säurebildungspotentials erfolgt üblicherweise in der Maßeinheit der SO<sub>2</sub>-Äquivalente (vgl. Tab. 65).<sup>496</sup>

Tabelle 65. Versauerungspotential der relevanten Schadstoffe<sup>497</sup>

<i>Schadstoff</i>	<i>SO<sub>2</sub>-Äquivalent (AP)</i>
<b>Schwefeldioxid</b>	1
<b>Stickoxide</b>	0,7
<b>Chlorwasserstoff</b>	0,88
<b>Fluorwasserstoff</b>	1,6
<b>Ammoniak</b>	1,88
<b>Schwefelwasserstoff</b>	1,88

<sup>495</sup>Vgl. dass. 2000b, 152.

<sup>496</sup>Vgl. dass. 2000b, 152.

<sup>497</sup>Vgl. dass. 2000b, 153.

Der Beitrag zum Versauerungspotential wird durch die Summenbildung der emittierten Mengen von einzelnen relevanten Schadstoffen und dem jeweiligen SO<sub>2</sub>-Äquivalentwert berechnet (vgl. Formel 12).

$$(F12) \quad AP = \sum_i (m_i \times AP_i)$$

#### **5.4.3.5 Ressourcenbeanspruchung**

Unter Ressourcenbeanspruchung wird die Entnahme bzw. Nutzung von Stoffen, Energien, Organismen und Flächen aus der natürlichen Umwelt verstanden. Sie wird als Beeinträchtigung der Lebensgrundlagen des Menschen angesehen. Zur Bewertung des Ressourcenverbrauchs wird die sog. „Knappheit“ der Ressource herangezogen, die auf Basis einer bestimmten geographischen Einheit, einer eventuellen Neubildung, einem tatsächlichen Verbrauch und der vorhandenen Reserven ermittelt wird.<sup>498</sup>

Die Abgrenzung der Ressourcenarten ist schwierig. Beispielsweise können Materialien auch Energieträger sein (und umgekehrt). Die biotischen Ressourcen können unter Umständen nicht erneuerbar sein. Das Wasser stellt ein erneuerbares Material und zugleich eine erneuerbare Energiequelle dar. Dazu kommen Probleme aus der Sachbilanzsystematik, denn biotische Ressourcen (hier Holz) unter der Naturraumbeanspruchung erfasst sind.

Vor diesem Hintergrund wird von drei Ressourcenkategorien ausgegangen, die in anschließenden Abschnitten behandelt werden:

- Energieressourcen,
- Materialressourcen, u.a. Wasserressourcen,
- Naturraum.

##### *5.4.3.5.1 Energieressourcen*

Verschiedene Energieträger, wie z.B. Erdöl und Holz, haben die Eigenschaften, sowohl stofflich, als auch energetisch verwendbar zu sein. Diese Eigenschaften der

---

<sup>498</sup>Vgl. dass. 2000b, 153.

Energierohstoffe wurden in der Sachbilanz durch die Darstellung der Energieträger als Materialien berücksichtigt.<sup>499</sup>

Energievorräte auf der Erde sind grundsätzlich als endlich anzusehen. Das gilt vor allem für die erschöpflichen Energieträger, wie fossile Brennstoffe. Daher sind insbesondere diese fossilen Energieträger in der Wirkungsbilanz von Bedeutung.

Nach der Methode vom UBA dient die statische Reichweite der Energieträger, die aus Daten zu bekannten Rohstoffvorräten und zu ihrem aktuellen Verbrauch abgeleitet wird, als Indikator der Knappheit von fossilen Brennstoffen. Die Ressourcenknappheiten werden in Rohöl-Äquivalenten ausgedrückt (vgl. Tab. 66).

Tabelle 66. Ressourcenknappheiten der relevanten Energierohstoffe<sup>500</sup>

<i>Rohstoff</i>	<i>Rohöl-Äquivalent (ROÄq)</i>
<b>Erdöl</b>	1
<b>Erdgas</b>	0,5212
<b>Steinkohle</b>	0,1836
<b>Braunkohle</b>	0,0409

Neben Erdöl, Erdgas, Steinkohle und Braunkohle gehört zu den Energierohstoffen auch Koks (Herdofenkoks, HOK), der über ROÄq der Steinkohle berücksichtigt wird. Des Weiteren gibt es in der Sachbilanz Angaben zum Verbrauch der „unspezifizierten Kohle“, der mit einem Mittelwert aus ROÄq der Steinkohle und der Braunkohle (0,15) berechnet wird.

In vielen Modulen (z.B. Abfüllung, Wertstoff- und Altpapiersortierung) wird der Energieverbrauch nur über den kumulierten Energieaufwand (KEA) erfasst. Um diesen Aufwand in der Wirkungsbilanz zu berücksichtigen, wurde er in Rohöl-Äquivalenten angegeben.<sup>501</sup> Ob es tatsächlich Erdöl oder auch andere Energieträger zur Energiegewinnung eingesetzt wurden, ist nicht bekannt. Daher wird angenommen:

- In Transportmodulen (Module 19 und 20) wird die Ressourcenknappheit unter Berücksichtigung des Rohöl-Äquivalentes für Erdöl berechnet, da der hierbei eingesetzte Treibstoff Diesel vorwiegend aus dem Rohöl hergestellt wird.
- In anderen Modulen wird der Rohöl-Äquivalent 0,9 verwendet, da neben Erdöl eventuell andere Energieträger zum Einsatz kommen.

<sup>499</sup>Vgl. auch den Abschnitt “5.2.2.6 Datenkategorien“.

<sup>500</sup>Vgl. UBA 2000b, 155.

<sup>501</sup>Die Masse des Rohöls wurde durch seinen Energieinhalt berechnet (40 000 kJ pro 1 kg des Rohöls).

Die Beanspruchung der Energieressourcen wird durch Summenbildung der verbrauchten Mengen von einzelnen Energierohstoffen und dem jeweiligen Rohöl-Äquivalent berechnet (vgl. Formel 13).

$$(F13) \quad \text{ROÄ}_q = \sum_i (m_i \times \text{ROÄ}_{qi})$$

#### 5.4.3.5.2 Materialressourcen

Unter dieser Kategorie sollen alle Materialressourcen ebenso eigenständig wie die Energie an ihrer materiellen Knappheit gemessen und bewertet werden. Nach Einschätzung des Umweltbundesamtes werden die in dem untersuchten Produktsystem in nennenswerten Mengen eingesetzten Materialien (mit Ausnahme der als Energieträger verwendeten Materialien) nicht als knappe Materialien eingestuft.<sup>502</sup> In die Bilanzbewertung wurden die Mineralien, Betriebsstoffe und sonstige Hilfsstoffe einbezogen, die mehr als in einem Modul verbraucht werden.

#### 5.4.3.5.3 Wasserressourcen

Wasserressourcen (Kühl- und Prozesswasser) werden in der Wirkungsabschätzung als materielle Ressource behandelt. Die Beurteilung der Wasserbeanspruchung wird durch den Wasserverbrauch (Input vom frischen Wasser) vorgenommen.

#### 5.4.3.5.4 Naturraumbeanspruchung

Die Fläche kann im Zusammenhang mit einer wirkungsorientierten Bewertung als eine endliche Ressource verstanden werden. Die Fläche steht in einem direkten Bezug zu ihrem ökologischen Zustand, der anhand einer UBA-Methode beurteilt wird.<sup>503</sup>

Das Ergebnis der Wirkungsabschätzung in der Kategorie der Naturraumbeanspruchung ist eine nach Natürlichkeitsklassen differenzierte Flächenangabe. Bei der Flächeninanspruchnahme wird in der vorliegenden Ökobilanz zwischen Forstfläche (Klassen 1 bis 5) und Deponiefläche (Klasse 7) unterschieden.

---

<sup>502</sup>Vgl. UBA 2000b, 155f.

<sup>503</sup>Vgl. den Abschnitt „5.3.1.1.3 Berücksichtigung des Holzeinsatzes“.

#### **5.4.3.6 Toxische Schädigung des Menschen**

Dieser Abschnitt ist den Wirkungen der unterschiedlichen Schadstoffe auf die menschliche Gesundheit gewidmet. Im Rahmen der Bewertung von Sachbilanzdaten muss es klargestellt werden, für welche Individuen eine eventuelle Gesundheitsbeeinträchtigung bewertet werden soll. Im Weiteren wird davon ausgegangen, dass sowohl alle gegenwärtig lebenden Personen, als auch zukünftige Generationen eingeschlossen sein sollen.<sup>504</sup>

Die in der Sachbilanz erhobenen Daten zu toxischen Emissionen ins Wasser und in die Luft stellen Schadstofffrachten dar. Diese Schadstofffrachten wurden nicht im Bezug auf eine konkrete räumliche Einheit erhoben. Die Sachbilanzdaten sind daher nicht mit einer konkreten Expositions Betrachtung verbunden. Die klassischen Instrumente zur toxikologischen Bewertung (z.B. Risikoanalyse oder Umweltverträglichkeitsprüfung) sind somit nicht unmittelbar innerhalb einer Ökobilanz anwendbar.

Eine allgemein akzeptierte methodische Vorgehensweise, die Vielfalt an von den einzelnen Stoffen ausgehenden toxikologischen Wirkungen zusammenfassen könnte, ist bisher nicht vorhanden.<sup>505</sup> In der Wirkungsabschätzung werden die einzelnen Schadstoffe (Staub, Schwefeldioxid, Dioxine usw., vgl. Tab. 61) ohne eine Aggregation aus der Sachbilanz in die Auswertung herangezogen.

#### **5.4.3.7 Toxische Schädigung der Organismen und Ökosysteme**

Im Prinzip stößt man sich hier auf die gleiche Problematik, wie im Fall der Bewertung von der toxischen Schädigung des Menschen. Daher wurden die Schadstofffrachten der Stoffe mit toxischen Wirkungen auf die Organismen und Ökosysteme direkt aus der Ökobilanz übernommen (vgl. Tab. 61).

#### **5.4.3.8 Abfallmenge**

Eine weitere zu berücksichtigende Umweltkategorie ist die Abfallmenge. Dabei sind in der Wirkungsabschätzung nur Abfälle zur Beseitigung vom Interesse. In der Bewertung werden die Angaben zur Masse der Abfälle aus der Sachbilanz herangezogen. Die Unterkategorien „Aschen und Schlacken“, „Klärschlamm“, „Sondermüll“, „hausmüllähnliche

---

<sup>504</sup>Vgl. UBA 1999b, A1-7.

<sup>505</sup>Vgl. dass. 2000b, 159.

Abfälle“ werden als eigenständige Abfallarten betrachtet, sämtliche restlichen Abfälle werden zu „anderen Abfällen“ aggregiert.

#### 5.4.4 Zu den optionalen Bestandteilen der Wirkungsabschätzung

Neben drei verbindlichen Bestandteilen der Wirkungsabschätzung im Rahmen einer Ökobilanz (Auswahl der Wirkungskategorien, Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien und Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse) gibt es gemäß den ISO-Normen solche Bestandteile, die wahlweise verwendet werden können:<sup>506</sup>

- die Berechnung der Verhältnisse der Wirkungsindikatorergebnisse zu den Bezugsinformationen (Normierung),
- Einordnung und eventuelle Rangbildung der Wirkungskategorien (Ordnung),
- Umwandlung und eventuelle Zusammenfassung der Indikatorergebnisse über Wirkungskategorien hinweg unter Verwendung numerischer Faktoren, die auf Werthaltungen beruhen (Gewichtung),
- Besseres Verständnis der Zuverlässigkeit der Wirkungsabschätzungsergebnisse (Analyse der Datenqualität).<sup>507</sup>

Die optionalen Bestandteile werden normalerweise beim Vergleich zweier oder mehrerer alternativen Produkte/Produktionsverfahren usw. durchgeführt. Der Untersuchungsgegenstand dieser Ökobilanz ist dagegen ein gleiches Produkt, das in einem unterschiedlichen geografischen Rahmen betrachtet wird. Ausgehend von dem Ziel der Ökobilanz und dem festgelegten Untersuchungsrahmen ist in erster Linie das absolute Ausmaß der durch dieses Produkt verursachten Umweltbelastung von Interesse. Daher wird es auf die einigen optionalen Bestandteile einer Wirkungsabschätzung, wie Normierung und Ordnung, verzichtet.

### 5.5 Bilanzbewertung

Bei der Bilanzbewertung werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung dargestellt und analysiert. Zunächst wird das Gesamtergebnis je Umweltkategorie diskutiert (vgl. Abschnitt 5.5.1). Anschließend werden die drei betrachteten Szenarien lebenswegbezogen kommentiert (Abschnitt 5.5.2).

---

<sup>506</sup>Vgl. DIN EN ISO 14042 2000, 7. Vgl. auch den Abschnitt „3.6.4 Auswertung der Ökobilanz“.

<sup>507</sup>Zur Datenqualität vgl. den Abschnitt „5.2.2.7 Datenherkunft und Datenqualität“.

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung beschreiben das Wirkungspotential. Aus ihnen lassen sich keine direkte Aussagen über real aufgetretene Umweltbelastungen zu ziehen.<sup>508</sup> Ferner ist zu berücksichtigen, dass manche Stoffe, wie etwa Stickoxide, mehrfach in die Bewertung Eingang finden, wenn sie umweltschädliche Wirkungen in verschiedenen Umweltkategorien aufweisen (vgl. Tab. 61). Da nicht alle Sachbilanzparameter zu Umweltkategorien aggregiert werden konnten, sollten für einen umfassenden Vergleich weitere Größen aus der Sachbilanz berücksichtigt werden.

### **5.5.1 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung nach Wirkungskategorien**

Der in der Bundesrepublik Deutschland hergestellte Getränkekarton (Szenarium 1) weist in allen 13 Wirkungskategorien die besseren Ergebnisse auf (vgl. Abb. 19). Besonders gut sind im Vergleich zu einem ungünstigsten Szenarium die Ergebnisse in Kategorien „Deponieflächenverbrauch“ (11,4 Mal kleiner) und „Aquatische Eutrophierung“ (6,4 Mal kleiner).

Allerdings liegen die Ergebnisse der verglichenen Szenarien in einigen Wirkungskategorien in einer ähnlichen Größenordnung. Bei dem Materialien-, Forstflächen- und Energieverbrauch, sowie bei der Abfallmenge und der toxischen Schädigung des Menschen sind die potenziellen Belastungen im Szenarium 1 etwa um ein Drittel geringer, als in den Szenarien 2 und 3.

Die in der Russischen Föderation produzierten Verbundverpackungen (Szenarien 2 und 3) schneiden in keiner der Umweltkategorien am günstigsten ab. Der Gebiet Moskau (Szenarium 2) liefert jedoch einen geringsten Beitrag zu mehreren Umweltproblemen, als der Gebiet Tyumen (Szenarium 3).

Das Szenarium 2 zeigt ein viel günstigeres Ergebnis bei der terrestrischen Eutrophierung (um ca. 90%), der Deponieflächenverbrauch (um ca. 63%), der Versauerung (um ca. 55%) und der toxischen Schädigung der Organismen und Ökosysteme (um ca. 50%), als Szenarium 3.

Hinsichtlich der Kategorie „Abfallmenge“ beträgt der Vorteil des Szenariums 2 im Vergleich zum Szenarium 3 nur 2%. In den Kategorien „Forstflächenverbrauch“ und „Materialienverbrauch“ gibt es zwischen Szenarien 2 und 3 keinen Unterschied. Der Wasserverbrauch ist im Szenarium 2 sogar etwas höher, als im Szenarium 3.

---

<sup>508</sup>Vgl. UBA 2000b, 171.

Abbildung 19. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung nach Wirkungskategorien

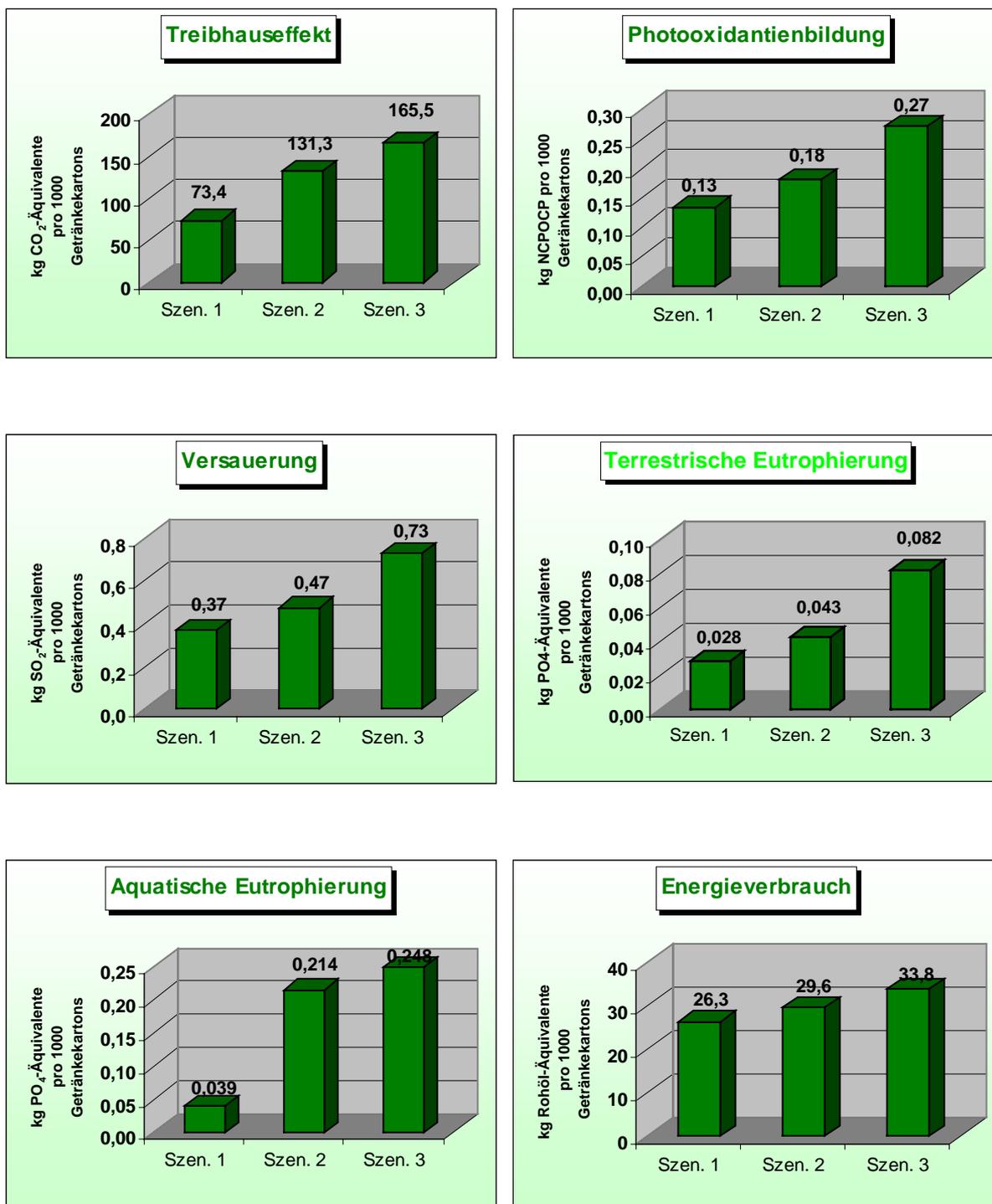
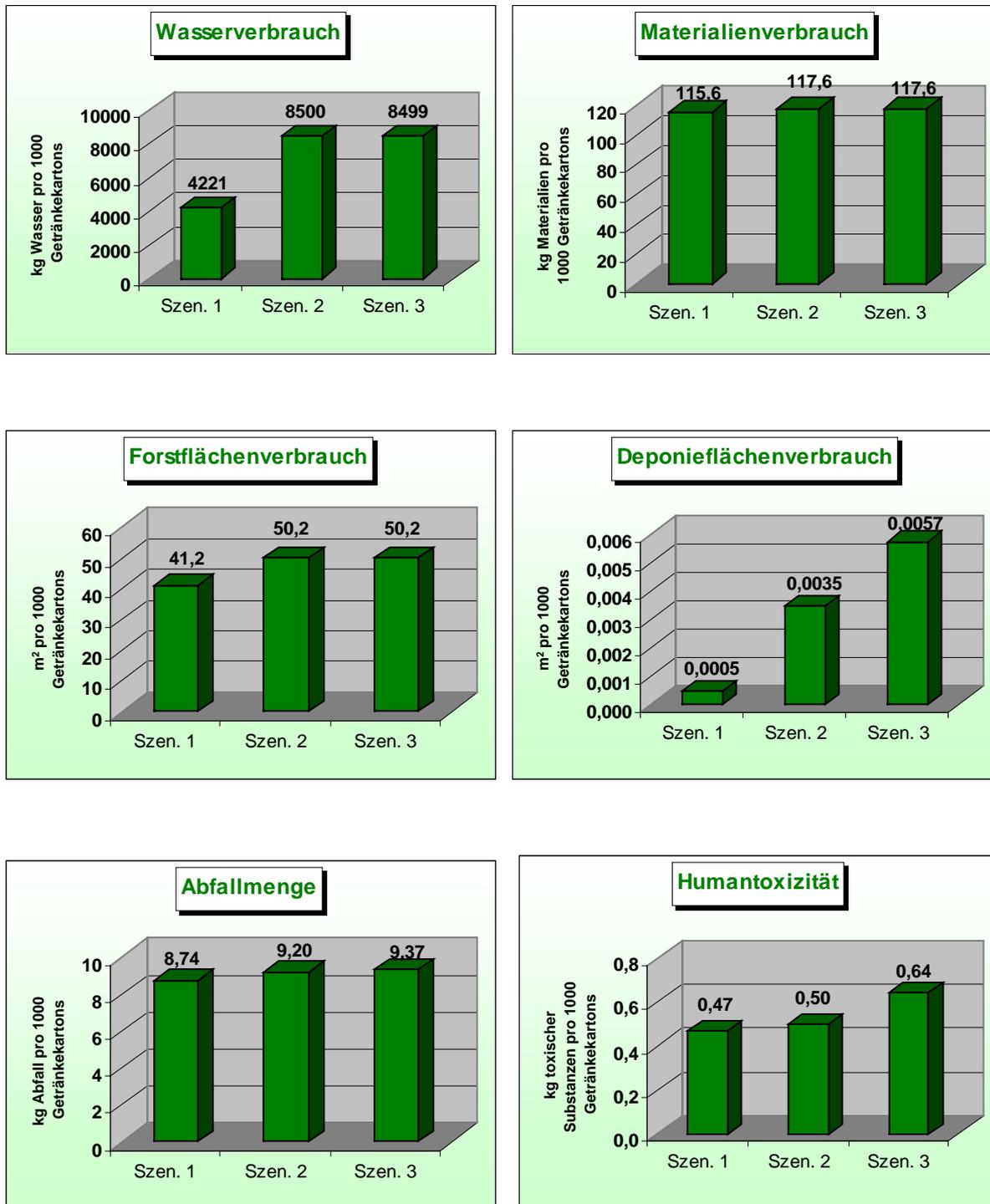
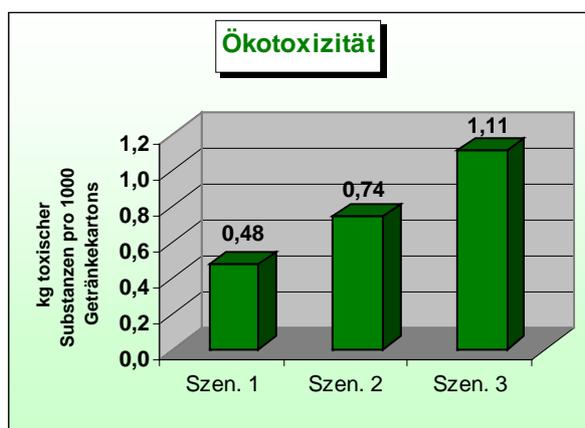


Abbildung 19. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung nach Wirkungskategorien  
(Fortsetzung)<sup>509</sup>



<sup>509</sup>Berücksichtigt man in der Umweltkategorie „Forstflächenverbrauch“ neben dem Ausmaß des Forstflächenverbrauchs auch die Natürlichkeitsgraden der Flächen, können die Unterschiede dreier Szenarien ersichtlicher gemacht werden. Im Szenarium 1 wiegen die Flächen der Klassen IV und V vor. In Szenarien 2 und 3 nimmt der Flächenanteil der Klasse IV den ersten Platz, wobei der Anteil der Klasse V senkt und die Anteile der Klassen II und I erheblich größer sind, als im Szenarium 1. Vgl. Anhang B, sowie Abb. 33.

Abbildung 19. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung nach Wirkungskategorien (Fortsetzung)



### 5.5.2 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung nach Modulen

Eine lebenswegbezogene Analyse der nach Umweltkategorien aggregierten Umweltbelastung lässt die Schwachstellen beim Lebenszyklus einer Verpackung ausfindig machen. In diesem Abschnitt werden die Beiträge einzelner Lebensphasen bzw. Module in den drei untersuchten Szenarien verglichen. Die zusammenfassenden Tabellen zu den nach Modulen differenzierten Ergebnissen der Wirkungsabschätzung sind dem Anhang C zu entnehmen. Hier werden die Ergebnisse graphisch dargestellt (Module sind in den graphischen Darstellungen benummert, wie in der Tabelle 67 gezeigt wird).

Tabelle 67. Nummern der Modulen bei der Wirkungsabschätzung

<i>Nummer</i>	<i>Module</i>	<i>Nummer</i>	<i>Module</i>
<b>1</b>	Primäraluminiumschmelze	<b>16</b>	Schlackendeponie
<b>2</b>	Sekundäraluminiumschmelze	<b>17</b>	MVA Hausmüll
<b>3</b>	Stammholzproduktion	<b>18</b>	Kläranlage
<b>4</b>	Herstellung von Alufolie	<b>19a</b>	Transport von Aluminiumfolie zum Verbundkartonhersteller
<b>5</b>	Herstellung von LDPE	<b>19b</b>	Transport von aussortiertem Altpapier zum Wellpappehersteller
<b>6</b>	Herstellung von Rohkarton	<b>19c</b>	Transport von Verbundkarton zum Abfüller
<b>7</b>	Herstellung von Verbundkarton	<b>19d</b>	Transport von Wellpappe-Trays zum Abfüller
<b>8</b>	Herstellung von Wellpappe	<b>19e</b>	Getränkedistribution
<b>9</b>	Sägewerk	<b>19f</b>	Transport von Aschen und Schlacken zur Schlackendeponie
<b>10</b>	Abfüllung	<b>20a</b>	DSD-Wertstoffeffassung und -abtransport zur Entsorgungsanlage
<b>11</b>	Handel / Verbrauch	<b>20b</b>	Altpapiertransport zur Entsorgungsanlage
<b>12</b>	Wertstoffsartierung	<b>20c</b>	Altpapiererfassung
<b>13</b>	Sortierung von Altpapier	<b>20d</b>	Restmülltransport zur Hausmülldeponie
<b>14</b>	Altpapiererfassung	<b>20e</b>	Restmülltransport zur Müllverbrennungsanlage
<b>15</b>	Deponie Hausmüll		

### 5.5.2.1 Treibhauseffekt

Zur Berechnung des Treibhauspotentials wurden die Emissionen an fossilem Kohlendioxid, Methan und Distickstoffmonoxid aggregiert.

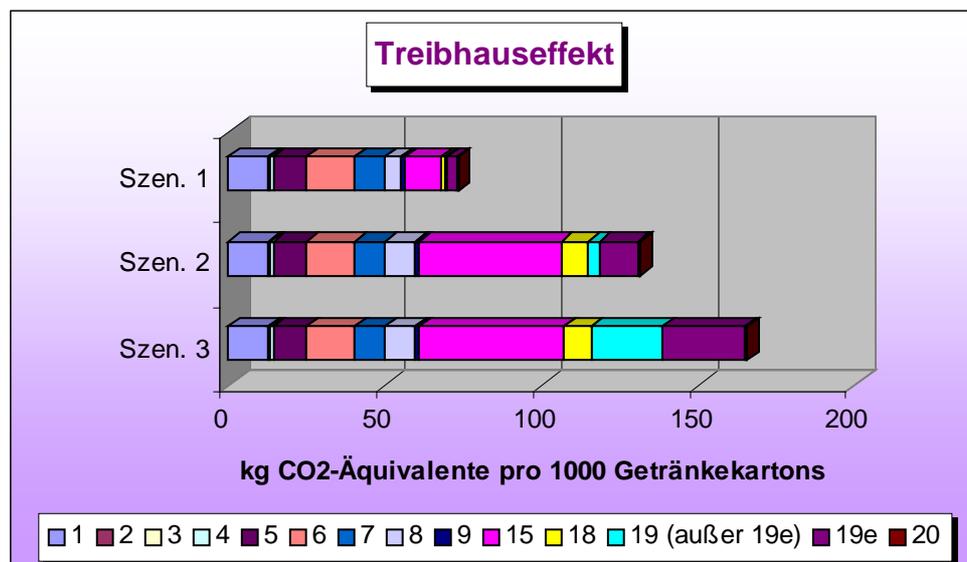
Aus der Lebensweganalyse für das Szenarium 1 geht hervor, dass die meisten CO<sub>2</sub>-Äquivalente aus der Produktion stammen (vgl. Abb. 20):

- Rohkartonherstellung (21,3%),
- Primäraluminiumschmelze (16,8%),
- LDPE-Herstellung (14,3%),
- Verbundkartonherstellung (13,0%).

Ein großer Anteil der treibhausrelevanten Emissionen (16,0%) entfällt im Szenarium 1 auf die Müllablagerung.

In den Szenarien 2 und 3 ist eine Erhöhung der Werte für Müllablagerung auffällig (34,4% / 27,8%).<sup>510</sup> Dafür sind in erster Linie die Kohlendioxid- und Methan-Emissionen aus dem diffus entwichenen Deponiegas verantwortlich. Eine wichtige Rolle spielt es, dass Müllentsorgung durch die Ablagerung in Russland in einem größeren Ausmaß betrieben wird (98% / 100% des Abfalls werden deponiert), als in Deutschland (64%).<sup>511</sup>

Abbildung 20. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“ nach Modulen



<sup>510</sup>Hier und weiter werden die Werte dementsprechend für das Szenarium 2 und das Szenarium 3 durch einen Schreckstrich getrennt angegeben.

<sup>511</sup>Vgl. Tab. 48 im Abschnitt „5.3.1.5.7 Beseitigungswege“.

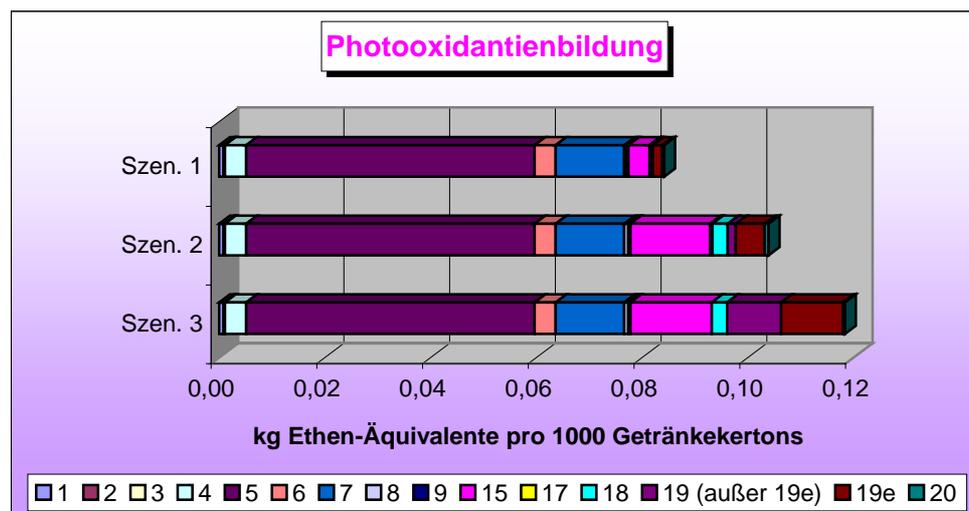
Eine Verschlechterung der Werte tritt auch bei Transporten, insbesondere bei der Getränkedistribution, ein. Während in Deutschland der Anteil des 19. Moduls 5,6% beträgt, erreicht er in Russland 12,0% / 29,8%. Der Anteil des Treibhauspotentials aus der Produktion von Packstoffen und Verpackung in den Szenarien 2 und 3 verringert sich im Vergleich zum Szenarium 1.

### 5.5.2.2 Photooxidantienbildung

In die Bilanzierung des Photooxidantienbildungspotentials gehen Methan-, Benzol-, Stickstoffemissionen und Summenparameter NMVOC (differenziert nach NMVOC aus Dieselemissionen und unspezifizierten NMVOC) und VOC ein. Bei der Erläuterung des Gesamtergebnisses der Wirkungsabschätzung im vorigen Abschnitt wurde der um Stickoxidemissionen korrigierte Wert (NCPOCP) ausgewiesen. Bei der Analyse der Umweltbelastung nach Modulen wird der Wert ohne Stickoxidemissionen (POCP) verwendet. Ursache hierfür ist ein Berechnungsproblem.<sup>512</sup>

Die Auswertung der POCP-Äquivalente für das Szenarium 1 zeigt, dass der wesentliche Anteil der relevanten Emissionen aus dem Sektor der Produktion stammt (vgl. Abb. 21). Besonders groß ist mit 64,8% der Anteil der LDPE-Herstellung. Darauf folgt mit 15,4% die Produktion des Verbundkartons.

Abbildung 21. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Photooxidantienbildung“ nach Modulen



<sup>512</sup>Vgl. den Abschnitt „5.4.3.2 Photooxidantienbildung“.

In den Szenarien 2 und 3 tragen Emissionen aus der LDPE-Herstellung auch am höchsten zum Photooxidantienbildungspotential bei (mit 52,5% / 46,1%). Anders als im Szenarium 1 führen die diffusen Methan-Emissionen aus der Abfallablagerung zu einer deutlichen Vergrößerung des Photooxidantienbildungspotentials (14,5% / 12,3%). Die Emissionen aus der Verbundkartonsproduktion rangieren nun mit 12,5% / 11,0% auf Platz 3.

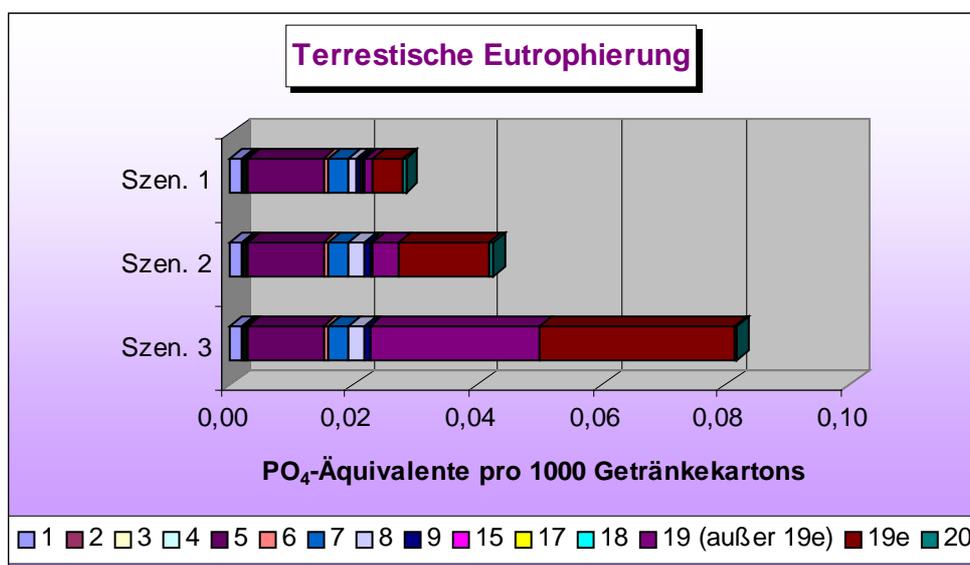
Der Anteil der Transporte nimmt in den Szenarien 2 und 3 auch erheblich zu. Während in Deutschland die transportbedingten Emissionen nur 3,1% ausmachen, betragen sie in Russland 7,5% / 18,9%.

### 5.5.2.3 Eutrophierung

#### 5.5.2.3.1 Terrestrische Eutrophierung

Die Terrestrische Eutrophierung wird in der Wirkungsabschätzung von Stickoxiden und Ammoniak bestimmt. Die bedeutendsten Prozesse, die über Luftschadstoffe zur terrestrischen Eutrophierung beitragen, sind LDPE-Produktion und Transporte aus dem Modul 19, inklusive der Getränkedistribution (vgl. Abb. 22). Ihre Anteile belegen in allen Szenarien die ersten Plätze. Dabei ist folgende Tendenz zu verzeichnen: vom Szenarium 1 über Szenarium 2 zum Szenarium 3 sinkt der Anteil der Polyethylen-Herstellung (von 43,2% über 28,8% bis zu 15,0%); gleichzeitig nehmen die Transportemissionen zu (von 22,0% über 44,2% bis zu 72,1%).

Abbildung 22. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Terrestrische Eutrophierung“ nach Modulen

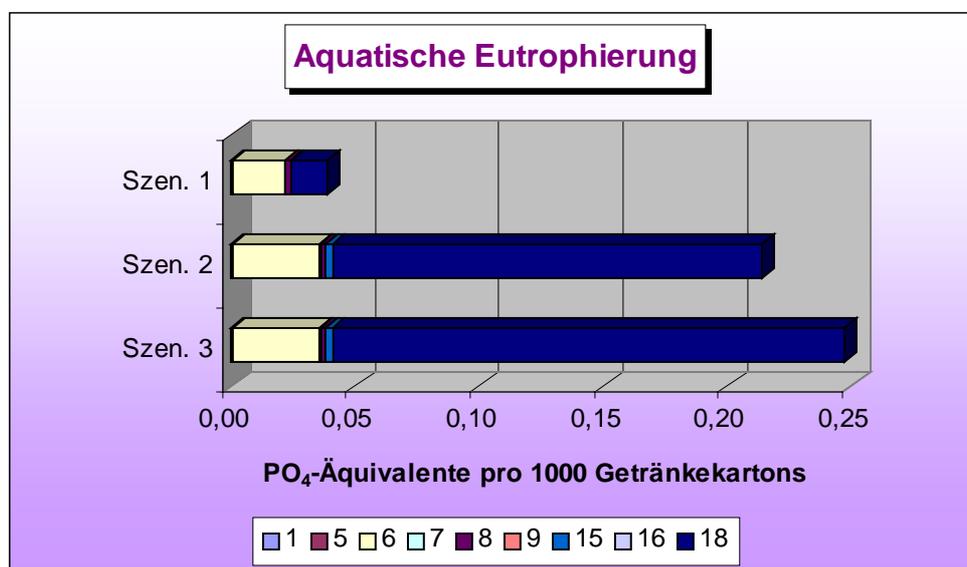


### 5.5.2.3.2 Aquatische Eutrophierung

Die auf die Gewässer eutrophierend wirkenden Substanzen (CSB, Ammonium, Nitrat und Gesamtphosphor) entfallen im Szenarium 1 zu 55,5% auf die Rohkartonherstellung und zu 37,8% auf die Kläranlagen (vgl. Abb. 23).

In den Szenarien 2 und 3 spielen diese zwei Module auch die wichtigste Rolle, jedoch in einem anderen Verhältnis. Mit einem gravierenden Unterschied „führt“ die von den Kläranlagen ausgehende Belastung (über 80% in beiden Szenarien). Die Emissionen aus der Produktion von Rohkarton platzieren mit 16,6% / 14,3% auf die zweite Stelle.

Abbildung 23. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Aquatische Eutrophierung“ nach Modulen



### 5.5.2.4 Versauerung

Zum Versauerungspotential tragen in dieser Bilanz Schwefeldioxid, Stickoxide, Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff, Ammoniak und Schwefelwasserstoff bei.

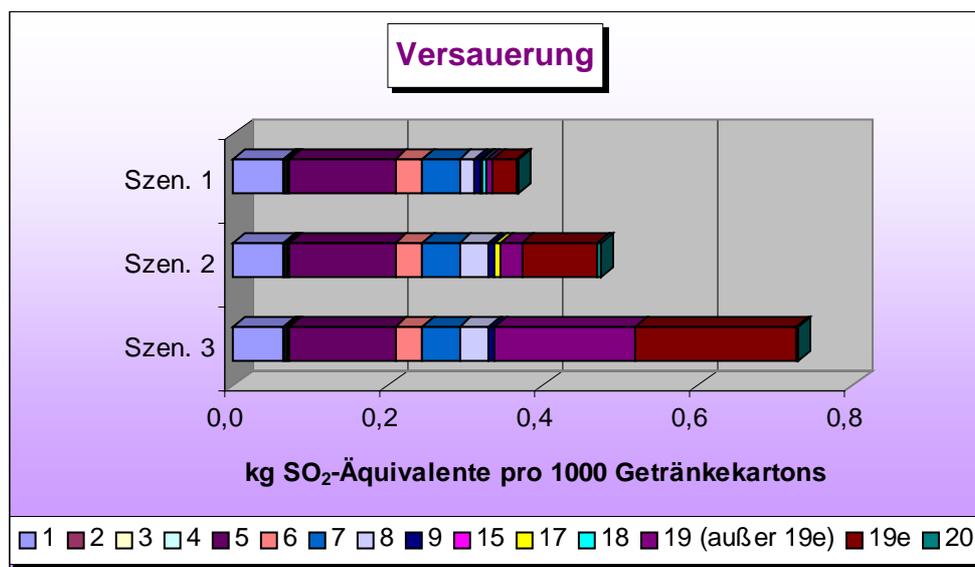
Im Szenarium 1 ist zunächst die LDPE-Herstellung mit 37,2% relevant (vgl. Abb. 24). Das zweite Ergebnis zeigt mit 17,8% die Primäraluminiumschmelze. Darauf folgt die Rohkartonherstellung (13,2%).

Im Szenarium 2 dominiert beim Versauerungspotential ebenfalls die LDPE-Produktion (28,9%). Der im Szenarium 1 mit 10,8% relativ geringe Anteil des Moduls 19 (Transporte, einschließlich der Distribution) erhöht sich im Szenarium 2 auf 26,1%. Im

Szenarium 3 nehmen die Transporte aus dem Modul 19 mit 53,3% den ersten Platz ein. Die LDPE-Herstellung wird mit 18,8% auf die zweite Stelle verdrängt.

In beiden Szenarien für Russland tragen auch die Werte für Primäraluminiumschmelze (13,8% / 9,0%) und Rohkartonherstellung (10,2% / 6,6%) erheblich zum Ergebnis bei. Im Unterschied zum Szenarium 1 ist die potentielle Belastung der Wellpappeherstellung wesentlich größer.

Abbildung 24. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Versauerung“ nach Modulen



### 5.5.2.5 Ressourcenbeanspruchung

#### 5.5.2.5.1 Energieressourcen

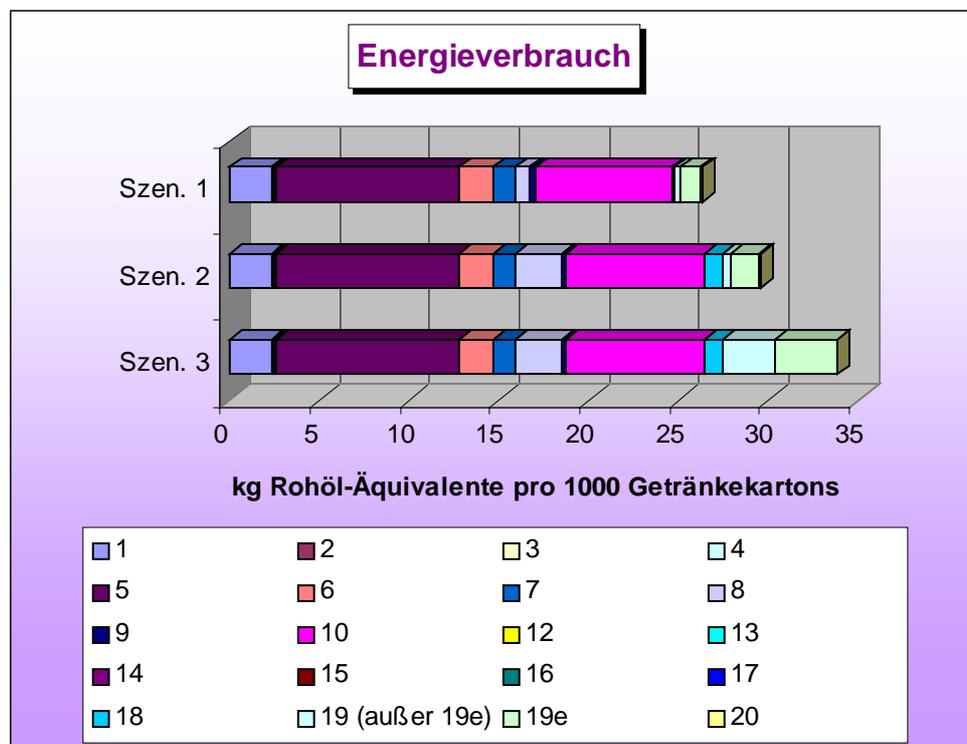
Bei der Umweltkategorie „Energieverbrauch“ werden die Verbräuche an fossilen Energieträgern berücksichtigt.

Im Szenarium 1 resultiert der Energieverbrauch vor allem aus der LDPE-Herstellung (38,8%) und der Abfüllung (29,1%) (vgl. Abb. 25). Die Primäraluminiumschmelze rangiert mit 8,9% auf den Platz 3.

In den Szenarien 2 und 3 sind die bedeutendsten Module im Wesentlichen die gleichen, wie im Szenarium 1, indem die LDPE-Herstellung (34,55% / 30,2%) und die Abfüllung (25,9% / 22,7%) nach dem Energieverbrauch vorne sind. Im Szenarium 2 belegt die Wellpappeherstellung (9,6%) den Platz 3 und die Primäraluminiumschmelze (7,9%) nur den Platz 4.

Im Szenarium 3 nehmen die Transporte aus dem Modul 19 den dritten Platz ein (18,7%), wobei die Wellpappeherstellung den vierten (7,5%) und die Primäraluminiumschmelze den fünften Rang hat (6,9%).

Abbildung 25. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Energieressourcen“ nach Modulen

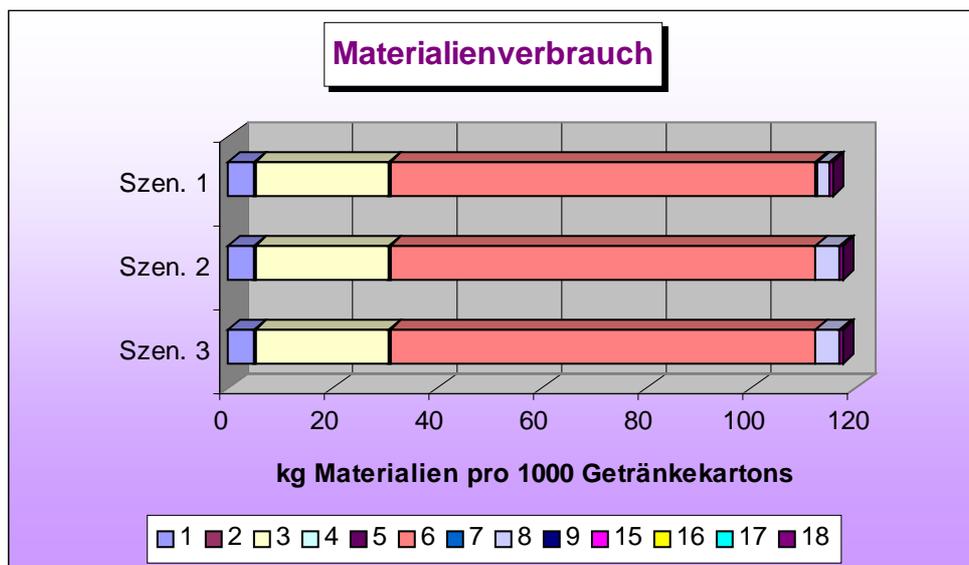


#### 5.5.2.5.2 Materialressourcen

Zur Berechnung des Materialressourcenverbrauchs wurden Inputs von Kohlendioxid, Natriumhydroxid, Schwefelsäuren, Calciumhydroxid, Kalk, Kalkstein, Natriumchlorid, Eisen, Bauxit, Sand, Ammoniumhydroxid, Pestiziden, Kartoffelstecklingen, Sekundärrohstoff-Düngern und unspezifizierten Hilfsstoffen einbezogen.

Die Ergebnisse der verschiedenen Szenarien weisen eine weitgehende Übereinstimmung auf (vgl. Abb. 26). Der Verbrauch an Materialien und Hilfsstoffen ist besonders groß bei der Rohkarton- (etwa 69-70%) und Stammholzherstellung (etwa 21-22%), sowie beim Primäraluminiumschmelz und der Wellpappeherstellung (jeweils 2-4%).

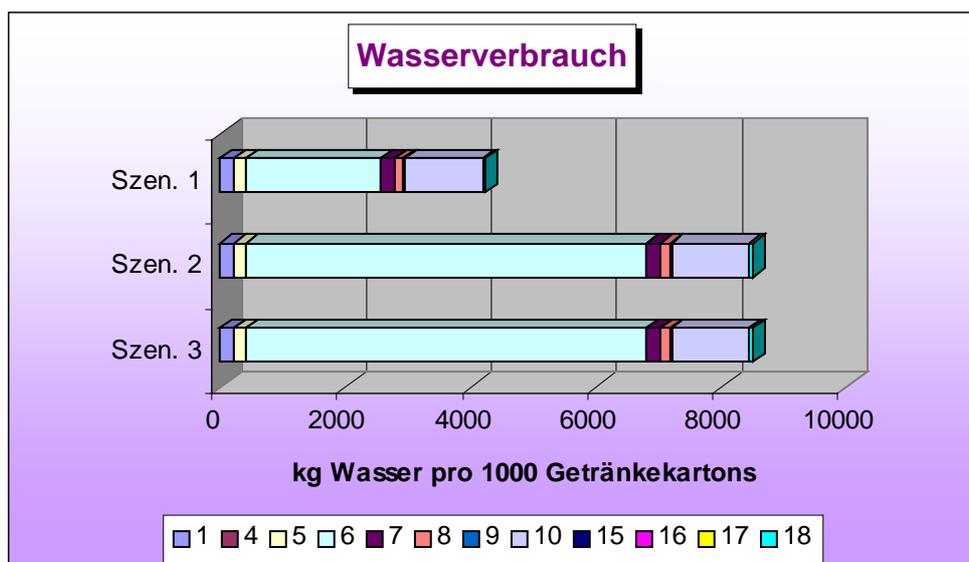
Abbildung 26. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Materialressourcen“ nach Modulen



5.5.2.5.3 Wasserressourcen

Beim Wasserinput sind die bedeutendsten Module in allen Szenarien im Wesentlichen die gleichen (vgl. Abb. 27). Mit Abstand belegt die Rohkartonproduktion den ersten Rang, im Szenarium 1 mit 51,1%, in den Szenarien 2 und 3 mit 75,1%. Die zweite Stelle nimmt mit 29,6% im Szenarium 1 und mit 14,7% in den Szenarien 2 und 3 die Abfüllung ein.

Abbildung 27. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Wasserressourcen“ nach Modulen

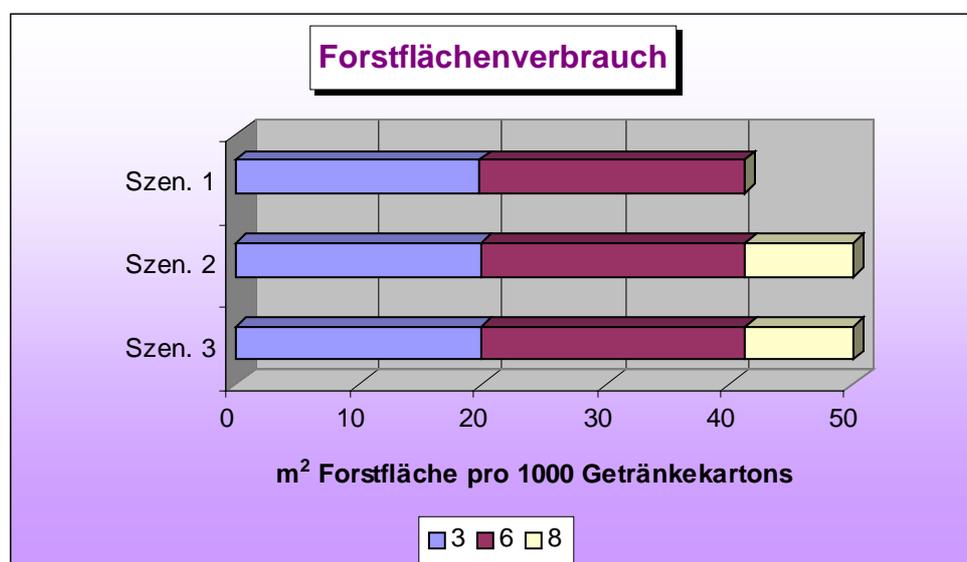


#### 5.5.2.5.4 Forstflächenbeanspruchung

Beim Forstflächenverbrauch sind in der vorliegenden Ökobilanz drei Module relevant: Stammholz, Rohkarton- und Wellpappeherstellung.

Im ersten Szenarium beanspruchen nur Stammholzproduktion (ca. 48%) und Rohkartonherstellung (ca. 52%) die erheblichen Mengen an Holz (vgl. Abb. 28). In den Szenarien 2 und 3 wächst der Anteil der Wellpappeherstellung an Forstflächenverbrauch (auf 17,7%), da die Wellpappetrays in Russland nur mit einer geringen Zugabe von Sekundärfasern erzeugt werden. Dadurch werden die Holzressourcen zusätzlich beansprucht.

Abbildung 28. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Forstflächenbeanspruchung“ nach Modulen



#### 5.5.2.5.5 Deponieflächenbeanspruchung

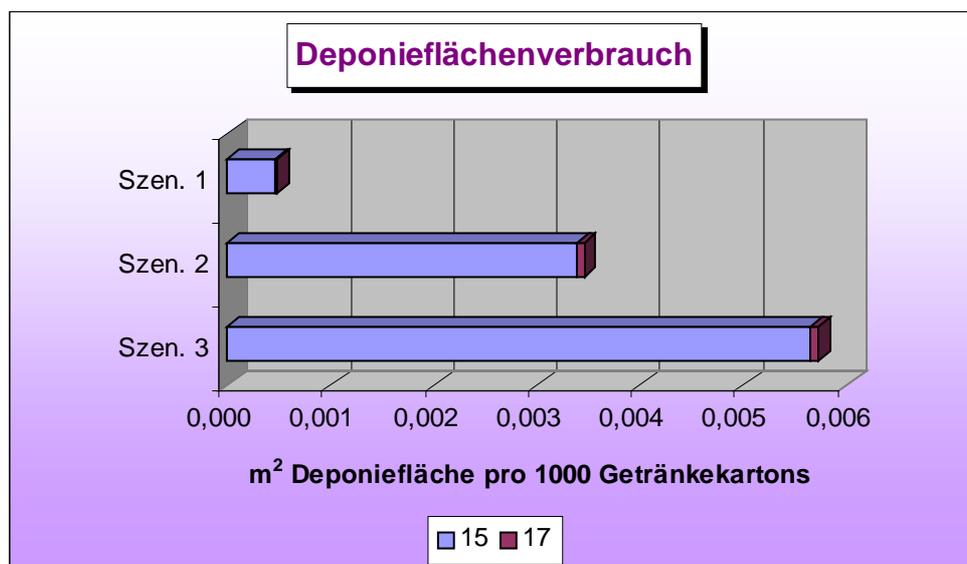
Deponieflächeninanspruchnahme resultiert in dieser Ökobilanz aus Ablagerung vom Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen (Hausmülldeponie), sowie Schlacken (Schlackendeponie).

Das Verhältnis zwischen den beiden relevanten Modulen wird in erster Linie davon geprägt, dass beim Lebensweg einer Verbundverpackung grundsätzlich viel mehr Hausmüll, als Schlacken anfällt.

Regional (nach Szenarien) spezifische Besonderheiten spielen hierbei eine untergeordnete Rolle (vgl. Abb. 29). Es ist nur ein kleiner Unterschied zwischen Deutschland (Szenarium 1) und Russland (Szenarien 2 und 3) zu verzeichnen: der Anteil des

Naturraumverbrauchs durch die Schlackendeponien beträgt in Deutschland 5,3%, während er in Russland nur 2,1% / 1,2% ausmacht. Die Ursache ist es, dass in Deutschland nur etwa  $\frac{2}{3}$  des Hausmülls deponiert und der Rest vorwiegend thermisch behandelt werden. Daher sinkt die gesamte abzulagernde Hausabfallmenge und lässt der Anteil der Flächenbeanspruchung durch Ablagerung von Schlacken steigen.

Abbildung 29. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Deponieflächenbeanspruchung“ nach Modulen



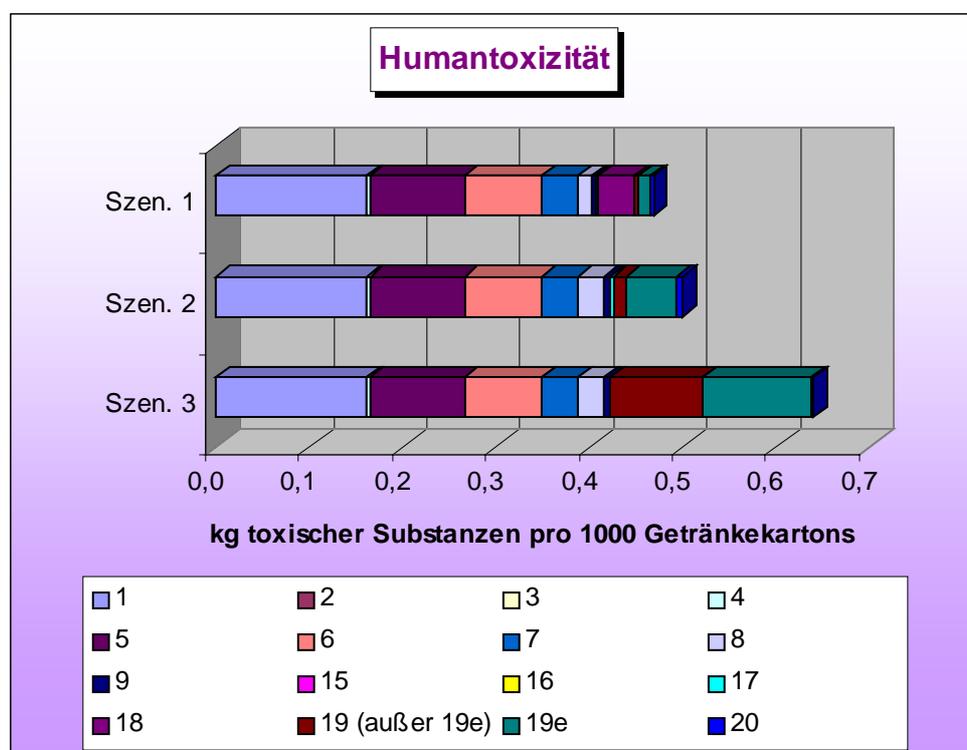
### 5.5.2.6 Toxische Schädigung des Menschen

In dieser Kategorie wird die direkte Gesundheitsschädigung des Menschen durch Emissionen in die Luft (Staub, Kohlenmonoxid, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Partikel, Schwefeldioxid, Benzol, PCDD/PCDF, Benzo(a)pyren) und durch die Emissionen ins Wasser (Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel) bewertet.

Die meisten relevanten Schadstoffe stammen im Szenarium 1 aus der Packstoffenproduktion (vgl. Abb. 30). Die Primäraluminiumschmelze tragen mit 34,3% am höchsten zum Ergebnis bei, darauf folgen LDPE-Produktion (21,6%) und Rohkartonherstellung (17,7%). Ein erheblicher Anteil der Belastung entfällt auf die Kläranlage (8,5%). Außerdem liefern weitere Produktionsmodule (Verbundkarton- und Wellpappeherstellung) wesentliche Beiträge zur Gesundheitsschädigung der Menschen mit entsprechend 8,3% und 3,0%.

In den Szenarien 2 und 3 sinkt der Anteil der Kläranlage (bis zu 0%) und steigt der Einfluss der Transporte (Module 19a bis 19 f) auf das Gesamtergebnis. Rangiert die Belastung aus den Transporten im Szenarium 2 mit 13,7% auf den Platz 3, nach den Primäraluminiumschmelzen (32,2%) und der LDPE-Produktion (20,3%), belegt der Transport im Szenarium 3 mit 33,6% den ersten Platz. Aber auch hier sind die Anteile der Packstoffproduktionsmodule sehr hoch (25,3% beim Primäraluminiumschmelz und 21,6% bei der Polyethylen-Erzeugung).

Abbildung 30. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Toxische Schädigung des Menschen“ nach Modulen



### 5.5.2.7 Toxische Schädigung der Organismen und Ökosysteme

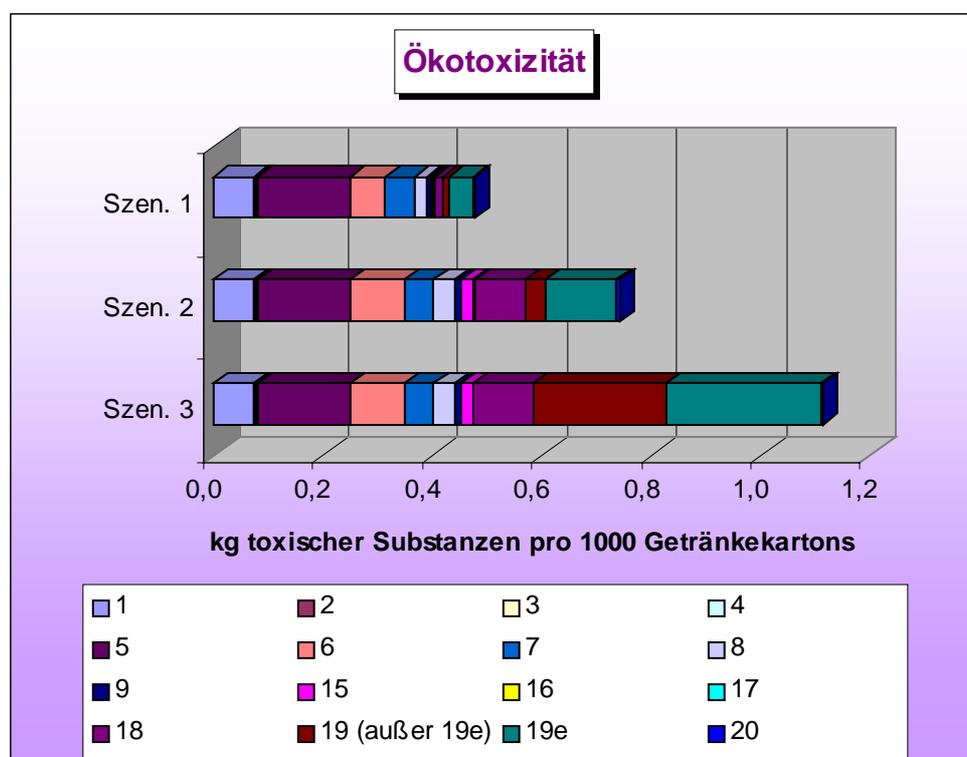
Die toxische Schädigung der Organismen und Ökosysteme wird anhand der Luftemissionen (Ammoniak, Fluorwasserstoffe, Schwefeldioxid, Schwefelwasserstoff, Stickoxide) und Wasseremissionen (Ammonium, Chlorid, Kohlenwasserstoffe, AOX) beurteilt.

Die Verteilung der Emissionen der für Organismen und Ökosysteme toxischen Substanzen ähnelt sich im Großen und Ganzen solcher in der Kategorie „Toxische Schädigung des Menschen“. Besonders groß sind die Schadstoffausstöße bei den folgenden

Lebenswegstufen: LDPE-Herstellung, Primäraluminiumschmelze, Rohkarton- und Verbundkartonherstellung (vgl. Abb. 31). Diese vier Module machen zusammen 75,6% des gesamten Wertes im Szenarium 1 aus, 53,0% im Szenarium 2 und 35,4% im Szenarium 3.

Drastisch ändert sich nach Szenarien der Anteil des Transportes, insbesondere der Getränkedistribution. Im Szenarium 1 beträgt er 11,3%, in Szenarien 2 und 3 22,6% / 47,3%. Darüber hinaus stammt ein erheblicher Belastungsanteil in den Szenarien 2 und 3 aus Kläranlagen (12,3% / 9,7%) und Mülldeponien (3,1% / 2,2%).

Abbildung 31. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Toxische Schädigung der Organismen und Ökosysteme“ nach Modulen



### 5.5.2.8 Abfallmenge

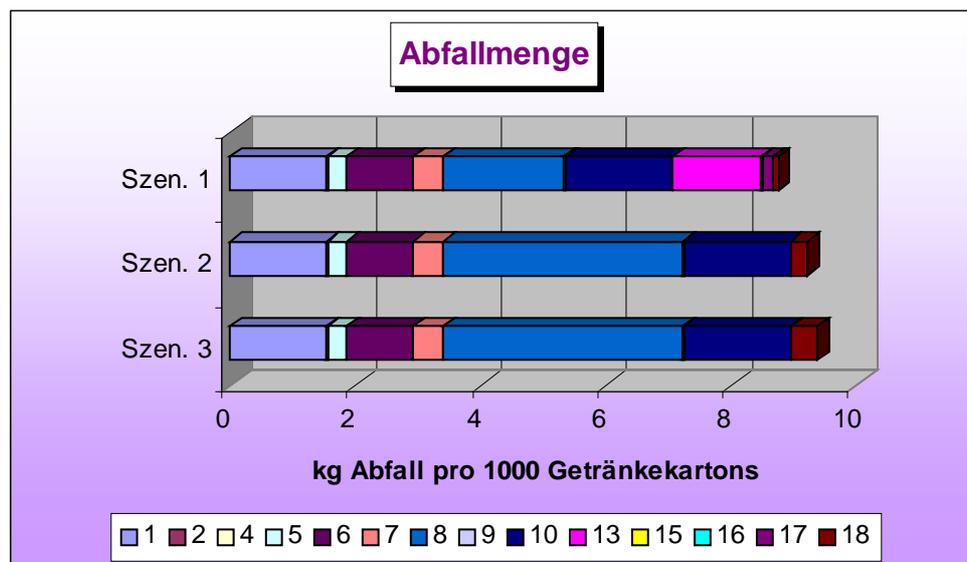
Bei der Bewertung der Abfallmenge werden Aschen und Schlacken, Klärschlamm, Sondermüll, hausmüllähnliche Abfälle und „andere Abfallarten“ berücksichtigt, so dass die ganze anfallende Menge an Abfall erfasst wird.

Den größten Anteil an der Abfallmenge hat die Wellpappeherstellung, allerdings unterscheidet er nach den Szenarien (vgl. Abb. 32). Im Szenarium 1 beträgt er nur 21,9%, in

den Szenarien 2 und 3 41,3% / 41,6%. Die zweite und die dritte Plätze belegen die Abfüllung (ca. 18-19%) und die Primäraluminiumschmelze (ca. 16-17%).

Der wesentliche Unterschied zwischen Deutschland und Russland resultiert aus dem Modul 13 „Sortierung von Altpapier“, das nur im Szenarium 1 vertreten ist. Dieses Modul trägt mit 16,4% im Szenarium 1 (und mit 0% in den Szenarien 2 und 3) zur Abfallmenge bei.

Abbildung 32. Ergebnisse der Wirkungskategorie „Abfallmenge“ nach Modulen



### 5.5.3 Rangbildung der Wirkungskategorien

#### 5.5.3.1 Methode der Rangbildung

Die Rangbildung bzw. Hierarchisierung der Wirkungskategorien soll die ökologische Priorität einzelner im Rahmen der Wirkungsabschätzung verwendeter Wirkungskategorien beurteilen. Dadurch können die Indikatorergebnisse unterschiedlicher Wirkungskategorien miteinander vergleichbar gemacht werden. Die Rangbildung der Wirkungskategorien erfolgt aufgrund der Kriterien „ökologische Gefährdung“ und „Distance-to-Target“ in Anlehnung an den UBA-Ansatz.<sup>513</sup> Die Wirkungskategorien werden in fünf Klassen mit den Zahlen 5 (höchste Priorität) bis 1 (niedrigste Priorität) eingeordnet (vgl. Tab. 68).

Für die Wirkungskategorien „Toxische Schädigung des Menschen“ und „Toxische Schädigung der Organismen und Ökosysteme“ existiert zur Zeit kein methodisches Konzept zur Charakterisierung, daher können sie nicht als Ganzes hierarchisiert werden. Dasselbe gilt

<sup>513</sup>Vgl. UBA 1999b, 22f., Anhang 2.

für die Abfallmenge, da ökologische Wirkungen der Abfälle von ihrer Zusammensetzung geprägt sind. Der UBA-Vorschlag für der Hierarchisierung der Wirkungskategorien wurde um Kategorie „Flächenbeanspruchung – Natürlichkeitsklasse VII“ ergänzt, um den Flächenverbrauch für die Abfalldeponierung zu berücksichtigen.

Tabelle 68. Kriterien der Hierarchisierung der Wirkungskategorien<sup>514</sup>

Wirkungskategorien	Kriterien der Hierarchisierung	
	ökologische Gefährdung	Distance-to-Target
Aquatische Eutrophierung	4	3
Terrestische Eutrophierung	4	4
Flächenbeanspruchung – Natürlichkeitsklasse I	5	4
Flächenbeanspruchung – Natürlichkeitsklasse II	1	4
Flächenbeanspruchung – Natürlichkeitsklasse III	2	4
Flächenbeanspruchung – Natürlichkeitsklasse IV	3	4
Flächenbeanspruchung – Natürlichkeitsklasse V	4	4
Flächenbeanspruchung – Natürlichkeitsklasse VII	4	4
Photooxidantienbildung	2	4
Energie-, Materialien- und Wasserressourcen	3	4
Treibhauseffekt	5	5
Versauerung	4	4

Die Einzelbeurteilungen zu den Kriterien „ökologische Gefährdung“ und „Distance-to-Target“ werden für jede einzelne Wirkungskategorie gleichgewichtig zusammengefasst. Das so erhaltene kombinierte Beurteilungskriterium wird als „Ökologische Priorität“ bezeichnet (vgl. Tab. 69, 70).

Tabelle 69. Zusammenfassung der Kriterien „ökologische Gefährdung“ und „Distance-to-Target“ zum Beurteilungskriterium „ökologische Priorität“

Summe für die Kriterien „ökologische Gefährdung“ und „Distance-to-Target“	Ökologische Priorität
9-10	sehr groß
7-8	groß
5-6	mittel
3-4	gering
2	sehr gering

### 5.5.3.2 Hierarchisierte Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Die hierarchisierten Ergebnisse der Wirkungsabschätzung sind in der Abbildung 33 dargestellt. Die Indikatorergebnisse sind im Verhältnis zu einem jeweils ungünstigsten Szenarium angegeben, dessen Belastung für 100% angenommen wird. Die ökologische Priorität verschiedener Wirkungskategorien wird durch die unterschiedliche Tönung der

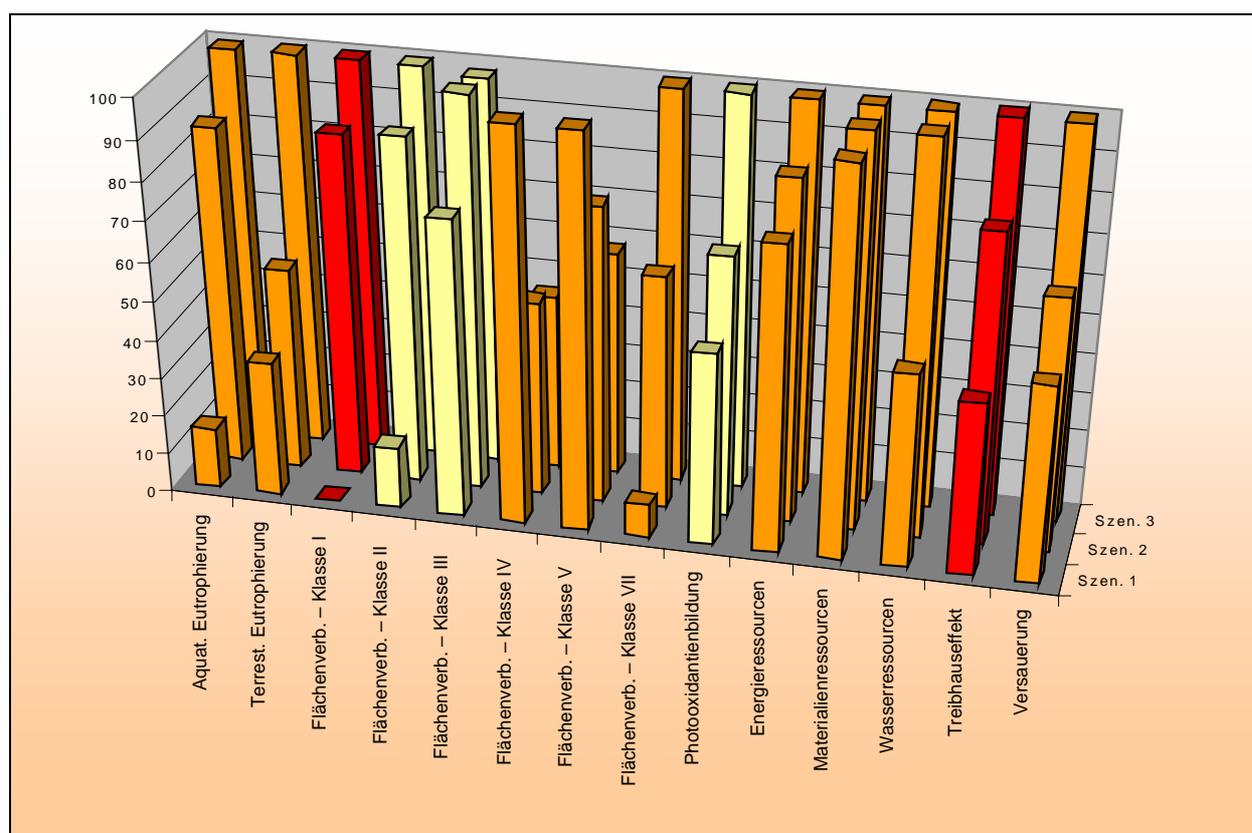
<sup>514</sup>Vgl. dass. 1999b, Anhang 2.

Säulen abgebildet („rot“ steht für sehr große, „orange“ für große und „gelb“ für mittlere ökologische Priorität).

Tabelle 70. Hierarchisierung der Wirkungskategorien

Wirkungskategorien	Ökologische Priorität
Aquatische Eutrophierung	groß
Terrestische Eutrophierung	groß
Flächenbeanspruchung – Natürlichkeitsklasse I	sehr groß
Flächenbeanspruchung – Natürlichkeitsklasse II	mittel
Flächenbeanspruchung – Natürlichkeitsklasse III	mittel
Flächenbeanspruchung – Natürlichkeitsklasse IV	groß
Flächenbeanspruchung – Natürlichkeitsklasse V	groß
Flächenbeanspruchung – Natürlichkeitsklasse VII	groß
Photooxidantienbildung	mittel
Energie-, Materialien- und Wasserressourcen	groß
Treibhauseffekt	sehr groß
Versauerung	groß

Abbildung 33. Graphische Darstellung des Vergleichs von hierarchisierten Wirkungskategorien



Die abschließende Zusammenfassung aller im Vergleich dreier Szenarien ermittelten Indikatorergebnisse erfolgt durch gegenseitige Abwägung der jeweiligen Umweltbelastungen dieser Szenarien. Hierbei könnten die im Diagramm abgebildeten Säulen mit einem ähnlichen

Beitrag und einer gleichen ökologischen Priorität als gleichwertig betrachtet werden und gegeneinander aufgewogen. Die Säulen von unterschiedlicher ökologischer Priorität lassen sich grundsätzlich nicht aufwiegen, da die Klassen der Priorität (von „sehr groß“ bis „sehr gering“) ordinal skaliert sind und somit Aussagen über das Verhältnis zwischen Klassen nicht zulassen.<sup>515</sup>

In unserem Fall, in dem beim Vergleich dreier Szenarien der Verbundverpackungsproduktion sowohl die Längen der Säulen, als auch die ökologische Priorität meistens für das gleiche Szenarium (Szenarium 1) sprechen, ist es möglich, auch zwischen Säulen unterschiedlicher ökologischer Priorität abzuwägen.

Somit kann das Ergebnis der Wirkungsabschätzung unter Berücksichtigung der ökologischen Priorität von Wirkungskategorien wie folgt zusammengeführt werden. Obwohl beim Verbrauch der Waldflächen mit Natürlichkeitsklassen IV und V das Szenarium 1 schlechtere Werte, als Szenarien 2 und 3 aufzeigt, ist ihm bei einer umweltbezogenen Abwägung der Gesamtvorteil zu verzeichnen. Der 1. Szenarium führt in den meisten Kategorien, einschließlich der Kategorien „Flächenverbrauch – Natürlichkeitsklasse I“ und „Treibhauseffekt“, die höchste ökologische Priorität haben.

#### **5.5.4 Identifizierung der ökologischen Schwachstellen und Möglichkeiten der Verbesserung von Getränkekartons**

Die Auswertung der vorliegenden Ökobilanz für die in der Bundesrepublik Deutschland und in der Russischen Föderation hergestellten Getränkekartons mündet in die Aussagen zu den ökologischen Schwachstellen (zusammengefasst nach Lebenswegabschnitten) und Optimierungsmöglichkeiten der betrachteten Verpackung.

Bei allen untersuchten Szenarien zeigte sich, dass *die Ergebnisse nur von wenigen Lebenswegabschnitten und den dort vorliegenden Bedingungen dominiert werden:*

- Bei allen drei Szenarien stehen die durch die Herstellung von Packstoffen (Rohkarton-, LDPE- und Alufolieherstellung) hervorgerufenen Belastungen an erster Stelle. Allerdings ändert sich der Anteil der Packstoffherstellung nach Szenarien. Die Produktion von Packstoffen im Szenarium 1 trägt am höchsten zum Gesamtergebnis in 11 von 13 Wirkungskategorien bei. Im Szenarium 2 zeigt die Packstoffherstellung in 8 Kategorien das ungünstigste Ergebnis, im Szenarium 3 – in 5 Kategorien.

---

<sup>515</sup>Vgl. dass. 1999b, 24.

- Vom Szenarium 1 über Szenarium 2 zum Szenarium 3 verringern sich die Anteile von Produktionsvorketten (Primär- und Sekundäraluminiumschmelze, sowie Stammholzherstellung) und von der Herstellung der Primärverpackung (Verbundkartonproduktion und Abfüllung).
- Zugleich nimmt die Umweltbelastung durch die Beseitigungsverfahren (Müllverbrennung, Ablagerung von Hausmüll und Schlacken, Wasserreinigung), die Transporte (Allgemeine Transporte, einschließlich der Distribution, Mülltransporte) und die Herstellung der Transportverpackung (Wellpappe- und Palettenproduktion) vom Szenarium 1 zum Szenarium 3 zu.
- Relativ unsignifikant ist Einfluss der Nachketten (Handel, Verbrauch, Altpapiersortierung und -erfassung, Wertstoffsartierung im Rahmen des DSD) auf das Gesamtergebnis.

*Aufgrund der identifizierten ökologischen Schwachstellen können folgende Empfehlungen zur Verpackungsoptimierung abgeleitet werden:*

- Die erforderliche Packstoffmenge wird (bei einem gleichen Packstoff) durch das Verhältnis von Verpackungsgewicht und Getränkevolumen bestimmt. **Zur Verringerung der Umwelteinflüsse aus der Herstellung von Packstoffen** kann dieses Verhältnis optimiert werden, indem größere Verpackungen eingesetzt werden. Das betrifft alle untersuchten Szenarien.
- **Um negative Einflüsse aus der Beseitigung von gebrauchten Getränkekartons zu verringern**, sollte der Anteil der aus dem Produktionssystem einer stofflichen Verwertung zugeleiteten Abfälle (Recyclingquote) erhöht werden. Das geht vor allem die Szenarien 2 und 3 an, in denen Recyclingquote zur Zeit 0% beträgt. Ferner heißt das, dass in diesem Bereich ein erheblicher Verbesserungspotential der Getränkeverpackungen besteht.
- **Die aus den Transporten stammenden Umweltbelastungen** sind im Wesentlichen von der Transportentfernung und der Auslastung des Fahrzeuges abhängig. Die Russische Föderation wird in dieser Hinsicht durch ungünstige Bedingungen kennzeichnet (größere Transportstrecken). Andererseits aber sind spezifische Umwelteinflüsse aus dem Transport (z.B. Emissionen pro tkm) in Szenarien 2 und 3 viel größer, als im Szenarium 1. Das heißt, der Transportbereich sollte bei den umweltpolitischen Aktivitäten in Russland stark in den Vordergrund gerückt werden.

Die Optimierung von Transportvorgängen könnte z.B. den Einsatz des verbesserten Brennstoffes und die technische Modernisierung der Fahrzeuge beinhalten.

- **Für die Verringerung des Rohstoffverbrauchs, sowie der Umweltbelastungen** ist der Anteil der im System eingesetzten Sekundärrohstoffe von Bedeutung. Diesbezüglich könnte die Verbesserung von Getränkekartons in der Russischen Föderation z.B. durch folgende Massnahmen erreicht werden: Erhöhung des Sekundäraluminiumeinsatzes bei der Herstellung von Aluminiumfolie und des Altpapiereinsatzes bei der Wellpappeproduktion.

### 5.5.5 Empfehlungen zur Durchführung von Ökobilanzen in der Russischen Föderation

Bei der Ökobilanzierung von den in der Bundesrepublik Deutschland und in der Russischen Föderation hergestellten, verbrauchten und beseitigten Getränkekartons wurden keine prinzipiellen methodischen Unterschiede aufgedeckt. Jedoch wurden einige Beschränkungen der Ökobilanz-Durchführung in Russland ausfindig gemacht, nämlich die Hemmnisse der Beschaffung von Sachbilanzdaten.<sup>516</sup>

Um diesem Problem zu begegnen, sollten die Ökobilanzen als ein aussichtsreiches Instrument der ökologischen Produktbewertung von der Wissenschaft und Industrieverbänden befürwortet werden. In erster Linie sollte die Zusammenarbeit von Produzenten, Rohstofflieferanten, Verbrauchern usw. mit dem Ziel, umweltrelevante Informationen lebenswegbezogen zu sammeln und zu beurteilen, entwickelt werden. Darüber hinaus ist der Einsatz von Softwareprogramms zur Erleichterung der Datenverwaltung von einer großen Bedeutung.<sup>517</sup>

Um den Aufwand der Datenerfassung zu verringern und somit die Motivation zur Ökobilanzdurchführung bei den Unternehmen zu steigern, könnte sich die Ökobilanz auf die besonders wichtigen Umwelteinflüsse beschränken.<sup>518</sup> Die am meisten bedeutendsten Umweltaspekte können z.B. anhand einer Experteneinschätzung des Untersuchungsgegenstands bzw. aufgrund der Literaturdaten ausformuliert werden.<sup>519</sup>

---

<sup>516</sup>Vgl. den Abschnitt „4.5 Besonderheiten der Ökobilanzierung“.

<sup>517</sup>Vgl. den Abschnitt „2.3.3 Zur Notwendigkeit und Bedeutung von Ökobilanzen in Russland“.

<sup>518</sup>Auf diese Weise wurde es auch in der vorliegenden Ökobilanz vorgegangen, vgl. den Abschnitt „5.2.3.3 Vorgehensweise bei der Datenerfassung“, insbesondere Tab. 19.

<sup>519</sup>Vgl. den Abschnitt „5.2.2.1 Beschreibung des Untersuchungsgegenstands“.

## ZUSAMMENFASSUNG

Diese Arbeit setzte sich mit der ökologischen Beurteilung der bei der Produktion, dem Verbrauch und der Beseitigung von Getränkeverpackungen entstehenden Stoff- und Energieströme mit Hilfe der Ökobilanzmethode auseinander.

Nach einem umfassenden Überblick des Nutzens, der Durchführung und des Kenntnisstandes der Ökobilanzen wurden an einem Fallbeispiel die Unterschiede zwischen Stoff- und Energieflüssen im Lebensweg eines in der Bundesrepublik Deutschland und in der Russischen Föderation hergestellten Getränkekartons herausgefiltert. Der Untersuchungsgegenstand war neben dem Getränkekarton selbst die eingesetzte Transportverpackung (Tray aus Wellpappe, sowie Holzpalette).

Die vergleichende Ökobilanz wurde nach ISO-Normen aus der Reihe 14040ff. zur Ökobilanzerstellung erstellt. Im Rahmen der durchgeführten Untersuchung wurden die relevanten Stoff- und Energieströme erfasst und anschließend mittels des vom Umweltbundesamt ausgearbeiteten Ansatzes der Wirkungsindikatoren bewertet.

Hierbei wurden drei Szenarien differenziert: die Bundesrepublik Deutschland (Szenarium 1), Gebiet Moskau (Szenarium 2) und Gebiet Tyumen (Szenarium 3) in der Russischen Föderation. Für jedes Szenarium wurden 18 Lebenswegabschnitte von der Rohstoff- und Packstoffherstellung über Verpackungsproduktion und Verbrauch bis zur Verwertung und Entsorgung berücksichtigt, einschließlich der notwendigen Transporte. In die Datenerfassung gingen ca. 80 eingehende und 160 ausgehende elementare (direkt der Umwelt entnommene bzw. an die Umwelt angegebene) Stoff- und Energieströme ein, die bei der Wirkungsabschätzung in 13 Wirkungskategorien aggregiert wurden:

1. Treibhauseffekt,
2. Photooxidantienbildung,
3. Eutrophierung von Böden,
4. Eutrophierung von Gewässern,
5. Versauerung,
6. Energieträgerbeanspruchung,
7. Materialienverbrauch,
8. Wasserverbrauch,
9. Forstflächenbeanspruchung,

10. Deponieflächenbeanspruchung,
11. Toxische Schädigung des Menschen,
12. Toxische Schädigung der Organismen und Ökosysteme,
13. Abfallmenge.

Die Ergebnisse der Forschung zeigten ein deutlich geringeres Umweltwirkungspotential der in Deutschland erzeugten Getränkekartons, die in allen 13 Wirkungskategorien die günstigsten Werte aufwiesen. Besonders groß war der Vorteil des Szenariums 1 im Vergleich zu einem ungünstigsten Szenarium bei den Kategorien „Deponieflächenverbrauch“ (11,4 Mal) und „Aquatische Eutrophierung“ (6,4 Mal). In den meisten Wirkungskategorien trugen die in Deutschland hergestellten Getränkekartons etwa um die Hälfte geringer zur Umweltverschmutzung bei, als die in Russland produzierten Getränkekartons. In den Kategorien „Materialienverbrauch“, „Forstflächenverbrauch“ und „Abfallmenge“ war der Beitrag der deutschen Getränkekartons zur Umweltbelastung nur 2 bis 22% höher, als der von russischen Getränkekartons.

Bei den zwei russischen Szenarien verursachte das Szenarium 3, das durch die größten Transportstrecken geprägt war, in der Regel wesentlich schlechtere Werte, als Szenarium 2. Lediglich in drei Fällen (bei dem Verbrauch von Forstflächen, Materialien und Wasser) schnitten die Szenarien 2 und 3 gleich ab.

Werden die Ergebnisse der vergleichenden Ökobilanz lebenswegbezogen betrachtet, lässt sich folgendes Fazit ziehen. Bei der Produktion stammte in allen Szenarien ein erheblicher Anteil der Schadstoffe aus der Packstoffherstellung und deren Vorstufen (insbesondere aus Primäraluminiumschmelzen, Polyethylen- und Rohkartonherstellung). In den Szenarien 2 und 3 wuchsen im Vergleich zum Szenarium 1 die Anteile der schädlichen Stoff- und Energieemissionen aus der Beseitigung (insbesondere aus der Müllablagerung) und aus den Transporten, einschließlich der Getränkedistribution.

Aufgrund der Ergebnisse der empirischen Untersuchung von Getränkekartons wurden Empfehlungen zur ökologischen Verpackungsoptimierung und zur Aufstellung der Ökobilanzen in der Russischen Föderation abgeleitet.

## LITERATURVERZEICHNIS

17. BImSchV (1990): Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe vom 23. 11.1990.

Ahbe, S.; Braunschweig, A.; Müller-Wenk, R. (1990): „Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung“, in: BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umwelt Nr. 133. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

Akim, É. (2002): „Ékologiĉeskie kriterii ocenki sovremennyh celljulozno-bumažnyh predprijatij [Ökologische Kriterien der Bewertung von modernen Zellstoff- und Papierunternehmen]“, Tara i upakovka [Tara und Verpackung], 2002, 1, 60-61.

Aksenov, D.E.; Dobrynin, D.V.; Dubinin, M.J. (2002): Atlas malonarušennyh lesnyh territorij Rossii [Atlas der wohlbehaltenen bewaldeten Territorien Russlands]. Moskau: ohne Verlag.

Alber, S. (1985): „Ökopprofile von Verpackungen“, Forum Ware, 1985, 1-2, S. 47-61.

Albrecht, B.; von Baratta, M. et al. (2003): Der Fischer Weltatlas 2004. Frankfurt am Main: Fischer Taschenbuch Verlag.

Altenkirch, W.; Majunke, C.; Ohnesorge, B. (2002): Waldschutz auf ökologischer Grundlage. Stuttgart: Ulmer.

Ambarcumjan, V.V. (1999): „Avtotransport i okružajuščaja sreda [Autoverkehr und Umwelt]“, Ékologija i žizn [Ökologie und Leben], 1999, 2, 62-66.

Ankele, K.; Claes, T.; Hallay, H. (1993): Methodenvergleich von Ökobilanz. Referat anlässlich der ÖBU-Tagung „Methoden für Ökobilanzen und ihre Anwendung in der Firma“, Baden.

Ankele, K.; Steinfeldt, M. (1996): Ökobilanz für typische Ytong-Produktanwendungen. Schriftenreihe des IÖW 105/96. Berlin: IÖW.

Arbeitskreis des Deutschen Gewerkschaftsbundes „Gesellschaftsbezogene Rechnungslegung / Sozialbilanzen“ (1979): Abschlußbericht zur Frage der Gesellschaftsbezogenen Rechnungslegung / Sozialbilanzen von Großunternehmen. Düsseldorf: Arbeitskreis des Deutschen Gewerkschaftsbundes „Gesellschaftsbezogene Rechnungslegung / Sozialbilanzen“.

Azarov, V.; Anufrieva, V.; Borisoviĉ, S. et al. (1997): Obzor sostojanija okružajuščej sredy i prirodnyh resursov Tjumenskoj oblasti v 1996 godu [Übersicht über den Zustand der Umwelt und Naturressourcen im Gebiet Tyumen im Jahr 1996]. Tyumen: Staatlicher Ausschuss für Umweltschutz.

Bahlo, K.; Wach, G. (1992): Naturnahe Abwasserreinigung: Planung und Bau von Pflanzenkläranlagen. Staufen bei Freiburg: Ökobuch.

Basler; Hoffmann (1974): Studie Umwelt und Volkswirtschaft. Vergleich der Umweltbelastungen von Behältern aus PVC, Glas, Blech und Karton. Bern: Eidgenössisches Amt für Umweltschutz.

- Baum, H.-G.; Cantner, J.; Michaelis, P. (2000): Pfandpflicht für Einweggetränkeverpackungen? Zeitschrift für angewandte Umweltforschung. Sonderheft 11/2000. Berlin: Analytica.
- BDI, Bundesverband der Deutschen Industrie e.V. (1999): Die Durchführung von Ökobilanzen zur Information von Öffentlichkeit und Politik. BDI-Drucksache Nr. 313.
- Beck, M. (1993): Ökobilanzen im betrieblichen Management. Würzburg: Vogel.
- Behrendt, S., Kreiblich, R., Lundie, S., Pfitzner, R., Scharp, M. (1998): Ökobilanzierung komplexer Elektronikprodukte. Innovationen und Umweltentlastungspotentiale durch Lebenszyklusanalyse. Berlin, Heidelberg: Springer.
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1998): Umweltbericht 1998. Bt-Drs. 13/10735.
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1992): Produktbezogener Umweltschutz braucht einheitlichen Maßstab. Schriftenreihe Umwelt Nr. 9/1992.
- Böhler, A.; Kottmann, H. (1996): „Ökobilanzen. Beurteilung von Bewertungsmethoden“, Umweltchem. Ökotox., 8 (2), 107-112.
- Bojkow, E. (1989): Getränkeverpackung und Umwelt. Auswirkungen der Verpackung von Getränken und flüssigen Molkeprodukten auf die Umwelt. Daten und Fakten zur Verpackungsdiskussion. Wien: Springer-Verlag.
- Böning, J. (1994): Methoden betrieblicher Ökobilanzierung. Marburg: Metropolis.
- Borodin, A.; Nikolaeva, S. (2004): „Ocenka žiznennogo cikla tovara [Bewertung des Lebenszyklus einer Ware]“, Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 2004, 3, 32-33.
- Bossel, H. (1990): Umweltwissen – Daten, Fakten, Zusammenhänge. Berlin et al.: Springer-Verlag.
- Both, G.; Gebers, B.; Jenseit, W.; Peter, B.; Wollny, V. (1995): Jenseits vom „Grünen Punkt“. Alternativen zu Verpackungsverordnung und Grünem Punkt. Eigenprojekt des Öko-Institut e.V. Darmstadt: Öko-Institut e.V.
- Boustead, I. (1990): The environmental impact of liquid food containers in the UK. Paper based on a Report to the UK Government (EEC Directive 85/339 - UK Data 1986, August 1989). Kent: The Open University, East Grinstead.
- Braunschweig, A. (1986): Die ökologische Buchhaltung für die Stadt St. Gallen. St Gallen: Selbstverlag.
- Braunschweig, A. (1988): Die ökologische Buchhaltung als Instrument der städtischen Umweltpolitik. Chur: Rüegger.
- Braunschweig, A. et al. (1994): Evaluation und Weiterentwicklung von Bewertungsmethoden für Ökobilanzen – Erste Ergebnisse, IÖW- Diskussionsbeitrag Nr. 19. St. Gallen: Institut für Wirtschaft und Ökologie, Hochschule St. Gallen.

Braunschweig, A.; Britt, P.; Herren-Siegenthalen, M.; Schmidt, R. (1984): Ökologische Buchhaltung für eine Stadt. Pilotstudie Saarbrücken. St. Gallen: Arbeitsgemeinschaft Umweltökonomie.

Braunschweig, A.; Förster, R.; Hofstetter, P.; Müller-Wenk, R. (1996): Developments in LCA Valuation, IÖW-Diskussionsbeitrag Nr. 32. St. Gallen: Institut für Wirtschaft und Ökologie, Hochschule St. Gallen.

Braunschweig, A.; Müller-Wenk, R. (1993): Ökobilanzen für Unternehmungen. Eine Wegleitung für die Praxis. Bern: Haupt.

Brehm, E.; Kerler, W. (1985): Deponie Erde. Das große Buch vom Müll. Baden-Baden: Freizeit.

Breitenacher, M., Franke, A.; Grefermann, K.; Sprenger, R.-U.; Triebswetter, U.; Wackerbauer, J. (1997): Förderung ökologisch sinnvoller Getränkeverpackungen. UBA-Texte Nr. 17/97. Berlin: Umweltbundesamt.

Bukreev, E.M.; Korneev, V.G. (1999): „Tverdye bytovye othody - vtoričnye resursy dlja promyšlennosti [Feste häusliche Abfälle – sekundäre Ressourcen für die Industrie]“, *Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands]*, 1999, 5, 38-41.

BUS, Bundesamt für Umweltschutz (1984): Ökobilanzen von Packstoffen, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 24/84. Bern: BUS.

Büttner, K.; Clausen, J. (1992): Pilotprojekt Umweltcontrolling Gießerei Berlin Lichtenberg, Berlin.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1986): Ökobilanz von Packstoffen Stand 1990, Schriftenreihe Nr. 52. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1990): Methodik für Ökobilanzen auf der Basis der ökologischen Optimierung, Schriftenreihe Umwelt Nr. 133, Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1991): Ökobilanz von Packstoffen. Stand 1990, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 132. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1992): Vergleichende ökologische Bewertung von Anstrichstoffen im Baubereich. Bd. 1: Methode, Schriftenreihe Umwelt Nr. 186. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1994): Schadstoffemissionen und Treibstoffverbrauch von Baumaschinen, Schriftenreihe Umwelt Nr. 23. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1995a): Einwegbehältnisse oder Mehrweggeschirr? Ökologische Analysen zum Servicebereich im Gastgewerbe, Schriftenreihe Umwelt Nr. 224. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1995b): Bauprodukte und Zusatzstoffe in der Schweiz, Schriftenreihe Umwelt Nr. 245. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1995c): Vergleichende ökologische Bewertung von Anstrichstoffen im Baubereich. Bd. 2: Daten, Schriftenreihe Umwelt Nr. 232. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1996a): Beurteilungswerte von Luftschadstoffen für Ökobilanzen, Schriftenreihe Umwelt-Materialien Nr. 48. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1996b): Ökobilanz stärkehaltiger Kunststoffe. Bewertung mit überarbeiteter wirkungsorientierter Methodik, Schriftenreihe Umwelt Nr. 271. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1998a): Ökoinventare für Verpackungen, Schriftenreihe Umwelt Nr. 250. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1998b): Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1998c): Ökopprofile von Treibstoffen. Schriftenreihe Umwelt-Materialien Nr. 104. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1999): Ökologische Bewertung mit Hilfe der Grauen Energie: Analysieren, Bewerten, Entwerfen, Überprüfen und Vereinfachen von Ökobilanzen, Schriftenreihe Umwelt Nr. 307. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

Cabela, E.; Schmidt, J.; Weber, W.; Pernkopf, J. (1982): Energie aus Biomasse – Energiebilanzstudie. Wien.

CCME, Canadian Council of Ministers of the Environmental (1995): Sources of Data for the Life-cycle Analysis of Canadian Packaging Products. Ottawa: CCME.

Čížikova, V.; Volkovinskih, V. (1998): „Ustojčivoje razvitie i ékologičeskaja sertifikacija [Nachhaltige Entwicklung und ökologische Zertifizierung]“, Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 1998, 8, 25-27.

Comfère, W. (1996): „Erfahrungen mit Abfallverbrennung“, in: Bilitewski, B.; Faulstich, M.; Urban, A. (Hrsg.): Thermische Restabfallbehandlung. Berlin: Erich Schmidt, 105-119.

Corino, C. (1995): Ökobilanzen. Entwurf und Beurteilung einer allgemeinen Regelung. Düsseldorf: Werner.

Čujko, V.A. (2004): „Obrečena na razvitie [Der Entwicklung geweiht]“, Celljuloza, bumaga, Karton [Zellstoff, Papier, Karton], 2004, 1, 10-15.

Curran, M.A. (1999): “The Status of LCA in the USA”, International Journal of Life Cycle Assessment, 1999, S.123ff.

Departement der Verwaltung des Gebiet Tyumen für Umweltschutz (unveröffentlichte Mitteilungen): Inventurergebnisse von Abfallunterbringungsobjekten im Gebiet Tyumen (Karte mit Bezeichnung von Standorten und Abfallarten).

Derkač, J. (2004): "Pererabotka othodov tary i upakovki iz kombinirovannyh materialov [Verwertung von Tara- und Verpackungsabfällen aus Verbundmaterialien]", Tara i upakovka [Tara und Verpackung], 2004, 1, 26-27.

Dernbach, H. (1991): „Entgasung bei Altablagerungen auf kleinen Deponien“, in: Rettenberger, G.; Stegmann, R. (Hrsg.): Deponiegasnutzung. Emissionsminimierung, neue Planungen und Technologien. Bonn: Economica, 9-25.

Devjatkin, V.V.; Golubin, A.K.; Gaev, F.F.; Djukin, V.A. (2002): „Vtoričnye resursy: ich mnogo, no... [Sekundäre Rohstoffe: es gibt viel davon, aber...]“, Vtoričnye resursy [Sekundäre Rohstoffe], 2002, 3, 6-7.

Diehl, S.; Bast, W.-A. (1991): „Wasserdichte Argumente – die Produktlinienanalyse hilft bei der Bewertung der Umweltverträglichkeit von Babywindeln“, Müll Magazin, 1991, 4, 14-17.

Dierkes, M. (1974): Die Sozialbilanz. Frankfurt.

Dierkes, M.; Kopmann, U. (1974): „Von der Sozialbilanz zur gesellschaftsbezogenen Unternehmenspolitik. Ansätze zu einem Management-System for Sozial Goals“, Betriebswirtschaftliche Forschung und Praxis, 1974, Nr. 26, 295-333.

DIN EN ISO 14040 (1997): Umweltmanagement - Ökobilanz - Prinzipien und allgemeine Anforderungen. Deutsche Fassung EN ISO 14040:1997. Berlin: Beuth.

DIN EN ISO 14041 (1998): Umweltmanagement - Ökobilanz - Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. Deutsche Fassung EN ISO 14041:19. Berlin: Beuth.

DIN EN ISO 14042 (2000): Umweltmanagement - Ökobilanz – Wirkungsabschätzung. Deutsche Fassung EN ISO 14042:2000. Berlin: Beuth.

DIN EN ISO 14043 (2000a): Umweltmanagement - Ökobilanz – Auswertung. Deutsche Fassung EN ISO 14043:2000. Berlin: Beuth.

DIN, Deutsches Institut für Normung (1994): „Grundsätze produktbezogener Ökobilanzen“, in: DIN-Mitteilungen. Nr. 3, Berlin: Deutsches Institut für Normung.

DIN, Deutsches Institut für Normung (1998): DIN 33926 Umweltmanagement – Ökobilanzen – Standardberichtsbogen Stand: 1998.

DIN, Deutsches Institut für Normung (1999): DIN 33927 Umweltmanagement – Verwendung von Produkt-Ökobilanzen in Marketing, Werbung und Öffentlichkeitsarbeit Stand: 1999.

Dold, G. (1996): Computerunterstützung der produktbezogenen Ökobilanzierung. Wiesbaden: Deutsche Universität Verlag und Gabler Verlag.

Dudyšev, V.D. (1998): "Problemy i puti ékologičeskogo usoveršenstvovaniya otečestvennogo avtotransporta [Probleme und Wege der ökologischen Verbesserung von einheimischem Autoverkehr]", Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 1998, 11, 41-45.

Dudyšev, V.D.; Zavjalov, S.J. (1997): "Ékologičeskaja bezopasnost avtomobilnogo transporta [Ökologische Sicherheit des Autoverkehr]", Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 1998, 2, 14-17.

Dumnov, A.D.; Rybalskij, N.G. et al. (2001): Prirodnye resursy i okružajuščaja sreda Rossii. Analitičeskij doklad. [Die Naturressourcen und die Umwelt Rußlands. Analytischer Bericht]. Moskau: NIA-Priroda, REFIA.

Eder, G. (1992): „Schadstoffe in Papier- und Kunststoffverpackungen“, in: Golding, A.; Fußer, A. (Hrsg.): Verpackungen. Umweltbelastungen und Strategien zur Vermeidung. Karlsruhe: Müller, 17-30.

Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages (1997): Konzept der Nachhaltigkeit – Vom Leitbild zur Umsetzung, Zur Sache 4/98, Deutscher Bundestag, 1997, S.365.

Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestags (1992): Stellungnahme der Sachverständigen zu dem Fragenkatalog (KDrS 12/1) für die öffentliche Anhörung am 24. und 25. September 1992 zu dem Thema „Ökobilanzen/Produktlinienanalyse“, Drs. 12/3.

EPA, United States Environmental Protection Agency (1993): Life-Cycle Assessment. Inventory Guidelines and Principles. Washington.

Erusalimskij, V.I.; Djakun, F.F.; Strahov, V.V. (1997): „Dinamika lesnogo fonda Rossii [Dynamik des Waldbestandes Russlands]“, Lesnoe hozjajstvo [Forstwirtschaft], 1997, 6, 34-36.

ESU, Gruppe Energie-Stoffe-Umwelt der ETH Zürich (1994): Basisdaten für Energiesysteme. Zürich: ESU.

Etterlin, G.; Hürsch, P.; Topf, M. (1992): Ökobilanzen: Ein Leitfaden für die Praxis. Mannheim, Leipzig, Wien, Zürich: BI-Wiss. – Verlag.

Ewen, C.; Buchert, M.; Dehoust, G.; Gensch, C.-O.; Simon, K.H. (1993): Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft. Nicht toxikologische Parameter. Berlin: Öko-Institut e.V.

Fedotova, O. (2001): “Ob upakovke celnomoločnoj produkcii [Über Verpackung von Vollmilchprodukten]“, Tara i upakovka [Tara und Verpackung], 2001, 2, 16-17.

Feess-Dörr, E.; Steger, U.; Weihrauch, P. (1991): Muss Verpackung Abfall sein? Strategien zur Reduktion der Umweltbelastungen durch Einwegverpackungen. Wiesbaden: Gabler.

Fellenberg, G. (1997): Umweltverschmutzung – Umweltbelastung. Ein Überblick aus ökologischer Sicht. Stuttgart, Leipzig: Teubner.

Fischer, G. (1996): Ökologie und Management. Zürich: Versus.

Forschungsprojekt, gefördert durch das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen 1991 (Projektleitung: bfe Nürnberg, Bearbeiter: Prof. Dr. Stahlmann, Ch. Geiger).

Forschungsprojekt, gefördert durch die Ministerien für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft sowie Wirtschaft, Mittelstand und Technologie des Landes Nordrhein-Westfalen 1987.

Forschungsprojekt, gefördert durch die Ministerien für Wirtschaft, Technologie und Verkehr sowie das Ministerium für Umwelt des Landes Niedersachsen 1989.

Franke, M. (1984): Umweltauswirkungen durch Getränkeverpackungen: Systematik zur Ermittlung der Umweltauswirkungen von komplexen Prozessen am Beispiel von Einweg- und Mehrweg-Getränkebehältern. Berlin: E.F. Verlag.

Franke, M. (1996): „Ökobilanzen: Forschung - Standardisierung - Praxis“, in: Forschung Frankfurt, Sonderdruck aus 4/96. Frankfurt: Johann Wolfgang Goete Universität.

Friedrich, A. et al. (1993): UBA-Studie: Ökologische Bilanz von Rapsöl bzw. Rapsölmethylester als Ersatz von Dieselmotortreibstoff. Berlin: Umweltbundesamt

Fritscher, U., Rausch, L., Simon, K. (1989): Umweltwirkungsanalyse von Energiesystemen (GEMIS). Wiesbaden: Hessisches Ministerium für Wirtschaft und Technik.

Fröhling, W. (1998): Umweltschutz. Grundlagen moderner Ökologie. Köln: Fortis.

Gebler, W. (1990): Ökobilanzen in der Abfallwirtschaft. Methodische Ansätze zur Durchführung einer Programm-Umweltverträglichkeitsprüfung. Bielefeld: Erich Schmidt Verlag.

Giegrich, J. et al. (1995): „Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen. Evaluation von Bewertungsmethoden, Perspektiven“, in: Neitzel, H. (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen: Wirkungsbilanz und Bewertung, UBA-Texte 23/95. Berlin: Umweltbundesamt.

Gnedenko, E. (1997): „Rol občestva v sohranenii ékologičeskoj bezopasnosti na primere utilizacii toksičnyh othodov [Rolle der Gesellschaft in der Erhaltung ökologischer Sicherheit am Beispiel der Beseitigung von toxischen Abfällen]“, Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 1997, 5, 24-27.

Goedkoop, M.; Demmers, M.; Collignon, M. (1995): The Eco-Indicator 95. Manual for Designers. Amersfoort.

Golding, A. (1989): Gutachterliche Stellungnahme zu Umweltauswirkungen durch Getränkeverpackungen. Heidelberg: ifeu.

Golding, A. (1992): „Umweltauswirkungen durch Verbundverpackungen für Milch und Fruchtsäfte“, in: Golding, A.; Fußer, A. (Hrsg.): Verpackungen. Umweltbelastungen und Strategien zur Vermeidung. Karlsruhe: Müller, 42-54.

Golovančikov, A.B.; Gončarenko, V.L.; Sokolov, V.S. (2003): „Obrašćenie ispolzovannoj upakovki s učjetom interesov rynka i ékologii [Umgang mit der verbrauchten Verpackung unter Berücksichtigung von Interessen des Marktes und der Ökologie]“, Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 2003, 12, 4-7.

Golovančikov, A.B.; Sokolov, V.S. (2002): „Perspektivy obraščeniya s othodami upakovki v Rossijskoj Federacii [Perspektiven des Umgangs mit Verpackungsabfällen in der Russischen Föderation]“, Tara i upakovka [Tara und Verpackung], 2002, 3, 10-12.

Gorbatovskij, V.; Rybalskij, N.; Potapova, T.; Ignatovič, I. (1998): Ékologičeskaja besopasnost čeloveka [Ökologische Sicherheit des Menschen]. Moskau: REFIA.

GOST R ISO 14040 (1999): Upravlenie okružhajuščej sredoј - Ocenka žiznennogo cikla – Principy i struktura. [Lenkung der Umwelt – Bewertung des Lebenszykluses - Prinzipien und Struktur]. Moskau: ohne Verlag.

GOST R ISO 14041 (2000): Upravlenie okružhajuščej sredoј - Ocenka žiznennogo cikla – Opredelenie celi, oblasti issledovanija i inventarizacionnyj analiz. [Lenkung der Umwelt – Bewertung des Lebenszykluses – Ziel- und Untersuchungsrahmensdefinition und Inventuranalyse]. Moskau: ohne Verlag.

GOST R ISO 14042 (2002a): Upravlenie okružhajuščej sredoј - Ocenka žiznennogo cikla – Ocenka vozdejstvija žiznennogo cikla [Lenkung der Umwelt – Bewertung des Lebenszykluses – Bewertung der Wirkung des Lebenszykluses]. Moskau: ohne Verlag.

GOST R ISO 14043 (2002b): Upravlenie okružhajuščej sredoј - Ocenka žiznennogo cikla – Interpretacija žiznennogo cikla [Lenkung der Umwelt – Bewertung des Lebenszykluses – Interpretation des Lebenszykluses]. Moskau: ohne Verlag.

Gottwald, E. (1986): Vergleichende Untersuchung über die Umweltauswirkungen durch Verpackungssysteme für Bier und CO<sub>2</sub>-freie Erfrischungsgetränke. Techn. Universität: Dissertation.

Gräf, R. (1998): Taschenbuch der Abwassertechnik: Umwelttechnik in der Oberflächenveredelung. Stand der Technik und praktische Umsetzung. München, Wien: Hanser.

Grafkina, M.; Miljukov, A. (2004): „Srnveneie ékologičeskih pokazatelej proektiruemogo élektrooburudovanija avtomobilej [Vergleich von ökologischen Kennziffern der entworfenen elektrischen Ausrüstung von Autos]“, Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 2004, 4, 29-31.

Graphische Betriebe Mohndruck GmbH (1992): Umweltbericht und Ökobilanz '92. Mohndruck Graphische Betriebe GmbH. Gütersloh.

Graphische Betriebe Mohndruck GmbH (1994): Umweltbericht und Ökobilanz '92. Mohndruck Graphische Betriebe GmbH. Gütersloh.

Gribanova, L.; Špakov, A. (1997): “Poligony I svalki tverdyh bytovyh othodov Moskovskogo regiona: ocenka ékologičeskoј opasnosti [Deponien und Kippen von festen häuslichen und Produktionsabfällen des Gebietes Moskau: die Bewertung ökologischer Gefahr]”, Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 1997, 1, 12-16.

Grießhammer, R.; Pfeiffer, R. (Hrsg.) (1992): Freiburger PLA-Kongreß 1992 – Zur Methodik und Praxis von Produktlinienanalysen und Ökobilanzen. Freiburg: Öko-Institut.

Grotz, S. (1997a): „Augsburger Kammgarn Spinnerei – Kammgarn“, in: Grotz, S.; Scholl, G.: Ökologische Entlastungseffekte durch Produktbilanzen. Berlin: IÖW, 1-35.

Grotz, S. (1997b): „Bosch Junkers – Verpackung von Gasheizgeräten“, in: Grotz, S.; Scholl, G.: Ökologische Entlastungseffekte durch Produktbilanzen. Berlin: IÖW, 1-47.

Guinée, J.; Huppes, G. (1989): “Integral analysis of the environmental effects of household packaging”, in: Thomé-Kozmiensky K.J. (Hrsg.): Recycling International. Vol. I. Berlin, 1989

Gusejnov, A.N. (1997): "Moskwa: problemy sanitarnoj ékologii i ékologičeskoj kultury [Moskau: Problemen sanitärer Ökologie und ökologischer Kultur]", *Ékologija i promyšlennost Rossii* [Ökologie und Industrie Russlands], 1997, 3, 12-17.

Gusejnov, A.N. (2001): *Ékologija goroda Tjumeni. Sostojanie i Problemy* [Ökologie der Stadt Tyumen. Zustand und Probleme]. Tyumen: Slovo.

GVM, Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (1989): *Einweg- und Mehrwegverpackung von Getränken 1987/1988/Prognose 1990/Prognose 1993*. Wiesbaden.

Habersatter, K.; Widmer, F. (1991): „Ökobilanz von Packstoffen Stand 1990“, in: BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umwelt Nr. 132. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

Hackl, A. (1991): „Systeme zur Reinigung von Rauchgasen“, in: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): *Müllverbrennung und Umwelt 5*. Berlin: EV-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, 147-169.

Hallay, H. (1989): *Die Öko-Bilanz. Ein Betriebliches Informationssystem*, Schriftenreihe des IÖW 27/89.

Hallay, H.; Pfriem, R. (1992): *Öko-Controlling: Umweltschutz in mittelständischen Unternehmen*. Frankfurt a.M., New York.

Harčenko, S.; Voronov, J.; Prohožev, A. (1997): „Ustojčivoje razvitie Rossii: podhod k formulirovke celi i strategii [Nachhaltige Entwicklung Russlands: Herangehen bei der Formulierung von Ziel und Strategie]“, *Ékologija i promyšlennost Rossii* [Ökologie und Industrie Russlands], 1997, 9, 45-48.

Häusler, A.; Scherer-Lorenzen, M. (2002): *Nachhaltige Forstwirtschaft in Deutschland im Spiegel des ganzheitlichen Ansatzes der Biodiversitätskonvention*. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.

Haustov, A.; Redina, M. (1999): „O formirovanii sistemy ékologičeskoj otčetnosti predprijatij [Über die Formierung des Systems ökologischen Berichtswesens von Unternehmen]“, *Ékologija i promyšlennost Rossii* [Ökologie und Industrie Russlands], 1999, 2, 33-36.

Heigl, A. (1974): *Konzepte betrieblicher Umweltrechnungslegung*, DB, 2265ff.

Heijungs, R.; Guinée, J.B.; Huppes, G.; Lankreijer, R.M.; Udo de Haes, H.A.; Wegener Sleeswijk, A.; Ansems, A.M.M.; Eggels, P.G.; van Diun, R.; de Goede, H.P. (1992): *Environmental Life Cycle Assessment of Products. Backgrounds and Guide*. Leiden: Centrum for Milieukunde.

Heil, J.; Simonis, D. (1996): „Konventionelle und neue thermische Verfahren im Vergleich“, in: Bilitewski, B.; Faulstich, M.; Urban, A. (Hrsg.): *Thermische Restabfallbehandlung*. Berlin: Erich Schmidt, 228-252.

Henn, C.; Fava, J. (1984): *Life Cycle Analysis and Resource Management*. New York: McGraw-Hill.

Hermann, T.; Karsten, N.; Pant, R.; Plickert, S.; Thrän, D. und andere (1995): *Einführung in die Abfallwirtschaft. Technik, Recht und Politik*. Thun, Frankfurt am Main: Harri Deutsch.

Heßbrügge, F.W. (1993): „Lüftungstechnische Maßnahmen“, in: Rettenberger, G. (Hrsg.): Deponiegastechnik. Bonn: Economica, 35-52.

Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten (1992): Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS) Version 2.0. Darmstadt et al.

Hildebrand, R. (1994): Wasser und Abwasser. Konzepte und Handlungsvorschläge für den kommunalen Umweltschutz. Köln: Kohlhammer.

Hillman, G. (1992): „Spare Arbeit, spare Geld, spare Zeit. Sozial- und wirtschaftliche Aspekte der Abfallproduktion am Beispiel der Lebensmittelverpackung“, Politische Ökologie, 1992, Nr. 26, S.35-46.

Hoffmann, F. (1993): „Schockierende Auto-Biographie“, Stern, 23/93, S.174ff.

Hofmann, F.; Kill, J.; Meder, R.; Plachter, H.; Volz, K.-R. (2000): Waldnutzung in Deutschland. Bestandsaufnahme, Handlungsbedarf und Maßnahmen zur Umsetzung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Huisinga, R. (1985): Technikfolgenbewertung, Bestandsaufnahme, Kritik, Perspektiven. Frankfurt: Gesellschaft zur Förderung arbeitsorientierter Forschung und Bildung (Hrsg.).

Hunt R.G., Franklin W.E., Welch R.O., Cross J.A., Woodal A.E. (1974): Resource and environmental profile analysis of nine beverage container alternatives. Report of Midwest Research Institute. Washington: Midwest Research Institute.

Hutanov, L. (2002): „Ispolzovat dopolnitelnye vozmožnosti meždunarodnogo sotrudničestva [Nutzt zusätzliche Möglichkeiten der internationalen Zusammenarbeit]“, Vtoričnye resursy [Sekundäre Rohstoffe], 2002, 3, 35-36.

ifeu, Institut für Energie- und Umweltforschung (1994): Ökobilanzen für Verpackungen. Teilbericht: Energie – Transport – Entsorgung. Im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin. Heidelberg: ifeu.

Ignatjeva, G.; Maršinin, A. (1999): „Prostranstvennye aspekty razmeščeniya othodov kak faktor formirovaniya ékologičeskoj situacii na Tobol-Tavdinskom meždurečje [Räumliche Aspekte der Abfallunterbringung als ein Faktor der Formierung von ökologischer Situation zwischen den Flüssen Tobol und Tavda]“, in: Staatliche Universität Tyumen (Hrsg.): Prirodopolzovanie v rajonah so složnoj ékologičeskoj situaciej [Naturnutzung in den Gebieten mit einer komplizierten ökologischeschen Situation]. Tyumen: Staatliche Universität Tyumen, 103-106.

IÖW, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (1993): Ökobilanzen von Packstoffen in Theorie und Praxis – eine Iststandserhebung. Wien.

Iškov, A.G. (1999): „Svincovyj vozduh Moskvy [Die Bleiluft Moskaus]“, Ékologija i žizn [Ökologie und Leben], 1999, 2, 60-61.

ISO 14040 (1997): Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and framework.

ISO 14041 (1998): Environmental Management – Life Cycle Assessment – Goal and scope definition and life cycle inventory analysis.

ISO 14042 (2000): Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life cycle impact assessment.

ISO 14043 (2000): Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life cycle interpretation.

ISO/TR 14047 (2003): Environmental Management – Life Cycle Assessment – Examples of application of ISO 14042.

ISO/TR 14048 (2002): Environmental Management – Life Cycle Assessment – Data documentation format.

ISO/TR 14049 (2000): Environmental Management – Life Cycle Assessment – Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis.

Ivanov, V.; Kočurov, A.; Samatov, A. (2002): “Ékologičeskaja bezopasnost segodnja stoit dorogo [Ökologische Sicherheit ist heute teuer]”, Vtoričnye resursy [Sekundäre Rohstoffe], 2002, 5, 8-11.

Jacobitz, K. (1993): „Entsorgung von Siedlungsabfällen aus der Sicht der Wassergütewirtschaft“, in: ARL, Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Aspekte einer raum- und umweltverträglichen Abfallentsorgung. Teil II. Hannover: ARL, 181-193.

Jakovenko, M. (2002): „Važno, čtoby každyj graždanin Rossii osoznal bessmyslennost i bespoleznost razbazarivaniya prirodnyh resursov i ih nevospolnimost [Es ist wichtig, dass jeder Bürger Russlands Sinnlosigkeit und Vergeblichkeit der Verschwendung von Naturressourcen begreift]“, Vtoričnye resursy [Sekundäre Rohstoffe], 2002, 5, 2-3, 38.

Jampol, M. (2004): „Protivogas dlja vyhlopnoj truby [Gasschutz für Auspuffrohr]“, Perevožčik [Fährman], 2004, 3, (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Artikel als Internet-Download vorliegt).

Jasch, C. (1992): Was ist und kann eine Ökobilanz? Ökobilanz, Umweltcontrolling und Environmental Auditing. Wien: IÖW.

Jufit, S.S. (1998): Musorosžigatelnye zavody – pomojka na nebe. Kurs Lekcij „jady vokrug nas“ [Müllverbrennungsanlagen – Müllkippe im Himmel. Lektionenkurs „Gifte um uns“]. Moskau: Ecoline.

Jusfin, J.; Zaletin, V. (1997): „Recikling materialov v narodnom hozjajstve [Recycling von Materialien in der Volkswirtschaft]“, Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 1997, ??, 22-27.

Kaltschmidt, M.; Reinhardt, G. (1997): Nachwachsende Energieträger – Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung.

Kapp, W.K. (1972): „Zur Theorie der Sozialkosten und der Umweltkrise“, in: Kapp, W.K., Vilmar, F. (hrsg.): Sozialisierung der Verluste? Die Sozialkosten eines privatwirtschaftlichen Systems. München: ohne Verlag.

Karpačevskij, M.L. (2001): Hozjaeva rossijskogo lesa [Eigentümer des russischen Waldes]. Moskau: Izdatelstvo centra ohrany dikoj prirody.

Kassebohm, B.; Wolfering, G. (1992): „Aktivkoksverfahren zur weitergehenden Abgasreinigung“, in: Keller, E.; Schenckel, W. (Hrsg.): Abfallwirtschaft und Recycling. Essen: Vulkan, 118-126.

Kensy, P. (1993): „Ökobilanzen – eine kritische Bestandaufnahme“, in: CUTEC- Schriftenreihe Nr. 9. Göttingen: Cuvillier Verlag.

Kindler H.; Nikles A. (1979): „Energiebedarf bei der Herstellung und Verarbeitung von Kunststoffen“, Chem.-Ing.-Tech, Heft 51, S. 1 – 3.

Kljuew, N.N. (2000): “Selskohozjajstvennoe prirodopolzovanie: ékologičeskie posledstvija sovremennyh sdvigov [Landwirtschaftliche Naturnutzung: ökologische Folgen der gegenwärtigen Versetzung], Gazeta „Geografija“ [Zeitung „Geographie“], 2000, Nr. 13.

Kljuew, N.N. (2001): “Rossija na ékologičeskoj karte mira [Russland auf der ökologischen Weltkarte], Gazeta „Geografija“ [Zeitung „Geographie“], 2001, Nr. 47.

Kljuew, N.N. (2003): “ Ékologo-hozjajstvennyj oblik Rossii v postsowetskij period [das ökologisch-wirtschaftliche Aussehen Russlands in der postsowjetischen Periode], Gazeta „Geografija“ [Zeitung „Geographie“], 2003, Nr. 26.

Kloepfer, M. (1993): Betriebliches Umweltschutz als Rechtsproblem, DB, 1125ff.

Klöpffer, W. (1991): „Produktlinienanalyse und Ökobilanz – Methodische Ansätze zur rationalen Beurteilung von Produkten unter Umweltaspekt“, in: Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie. ecomed-Verlag, 3. Jg., H. 2, S. 114-118

Klöpffer, W.; Renner, I. (1995): „Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien“, in: Neitzel, H. (Hrsg): Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen: Wirkungsbilanz und Bewertung, UBA-Texte 23/95. Berlin: Umweltbundesamt, 1-80.

Knoflacher, M.; Tuschl, P.; Schneeberger, W.; Cabela, E. (1991): Ökonomische und ökologische Bewertung von alternativen Treibstoffen. Wien.

Knopp, L. (1999): „Ökobilanzen als Instrument umweltorientierter Unternehmensführung“, Betriebsberater, 54.Jg., Heft 33, 1699-1702.

Koch, T.C.; Seeberger, J. (1984): Ökologische Müllverwertung. Handbuch für optimale Müllkonzepte. Karlsruhe: C.F. Müller.

Kocsis, G. (1990): Wasser nutzen, verbrauchen oder verschwenden? Neue Wege zu einem schonenden und sparsamen Umgang mit Wasser und einer naturnahen Abwasserreinigung. Karlsruhe: Müller.

Kopytziok, N. (1995): Sachgebiet Abfall: Vermeidung ökologischer Belastungen. Die ökologische Wirksamkeit der Vermeidung und Verwertung von Siedlungsabfällen. Berlin: Rhombos.

Kopytziok, N. (2000): Abfall und nachhaltige Entwicklung. Globale Aspekte für die regionale Umweltplanung auf der Grundlage stoffstrombezogener Prozessbeobachtungen. Berlin: Rhombos.

Kožuhov, N.I. (1997): „Ékonomičeskij basis strategii ustoj čivogo razvitija lesnogo sektora otraslej ékonomiki Rossii [Ökonomische Basis von der Strategie der nachhaltigen Entwicklung des Waldzweigs der Wirtschaft Russlands]“, Lesnoe hozjajstvo [Forstwirtschaft], 1997, 5, 23-25.

Krasnova, T.; Flus, O. (2004): “Sozdanie zavoda po pererabotke othodov v gorode Tjumeni: argumenty “za” [Schaffung eines Betriebs für Abfallverarbeitung in der Stadt Tyumen: Argumenten “dafür”]”, in: Nalogi, investicii, kapital [Steuern, Investitionen, Kapital], 2004, 1, 208-21.

Krcmar, H.; Dold, G. (1996): Aspekte der Ökobilanzierung. Ansprüche, Ziele und Computerunterstützung. Wiesbaden: Deutscher Universitäts Verlag.

Krjučkov, A. (2004): „Pervye éksperimenty [Erste Experimenten]“, Tara i upakovka [Tara und Verpackung], 2004, 2, 64-65.

Krupčak, V.J. (2003): „Rol lesopromyšlennogo kompleksa v regionalnoj ékonomike [Die Rolle von Holzindustrie in der regionalen Wirtschaft]“, Žurnal „Problemy sovremennoj Ékonomiki“ [Zeitschrift “Probleme zeitgemässer Ökonomie”], 2003, 2. (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Artikel als Internet-Download vorliegt).

KUNERT AG (1992): Ökobericht 1992. Immenstadt.

KUNERT AG (1993): Ökobericht 1993. Immenstadt.

KUNERT AG (1994): Ökobericht 1994. Immenstadt.

Kunhenn, H. (1997): Ökobilanzen. Ursachen, Ausprägungen und Auswirkungen von Freiräumen auf den Einsatz von Ökobilanzen durch Unternehmen. Bochum: Institut für angewandte Innovationsforschung.

Kunz, P. (1995): Behandlung von Abwasser. Emissionsarme Produktionsverfahren, mechanisch-physikalische, biologische, chemisch-physikalische Abwasserbehandlung, technische Realisierung, rechtliche Grundlagen. Würzburg: Vogel.

Kursawa-Stucke, H.-J.; Liebert, N.; Jensen, A. (1994): Der Grüne Punkt und die Recycling-Lüge. Abfallwirtschaft in der Krise. München: Knaur.

Kwiatkowski (1994): „Produktionsintegrierter Umweltschutz aus technischer und betriebswirtschaftlicher Sicht“, in: Korman (Hrsg.): Umwelthaftung und Umweltmanagement. UPR Special Band 5.

Kytzia, S. (1995): Die Ökobilanz als Bestandteil des betrieblichen Informationsmanagements. Chur, Zürich: Rüegger AG.

Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern (1998): Abdeckung von Deponien. Gülzow: Landesamt für Umwelt und Natur.

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1992): Der Deponiegashaushalt in Altablagerungen. Leitfaden Deponiegas. Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

Landesgirokasse Stuttgart (1992): Geschäftsbericht 1992. Stuttgart.

Laptev, L.N.; Čapliev, V.N.; Grišin, V.T. (2004): „Ékologija – prioritet tehničeskoj politiki [Ökologie – Priorität der technische Politik]“, Celljuloza, bumaga, Karton [Zellstoff, Papier, Karton], 2004, 1, 82-83.

Lehmann, S. (1991): „Ökobilanz und Öko-Controlling“, in: IÖW Informationsdienst, Nr. 2/91. Berlin: IÖW, S.14-15.

Lehmann, S. (1992): „Die Ökobilanz zur Beurteilung der Umweltrelevanz von Unternehmen“, in: Schaltegger, S.; Sturm, A. (Hrsg.): Neuere praxiserprobte Ansätze der Ökobilanzierung. Basel: Ellipson. S.19-28.

Lentz, R.; Franke, M.; Thome-Kozmiensky J. (1989): Vergleichende Umweltbilanzen für Produkte am Beispiel von Höschen- und Baumwollwindeln. Stellt die Anwendung von Baumwollwindeln statt Höschenwindeln eine geringere Umweltbelastung dar? Berlin: EF-Verlag.

Lokšin, M.; Sirotinskij, M. (2002): „Mirovoj i rossijskij rynek aljuminievoj upakovki [Weltmarkt und russischer Markt der Aluminiumverpackung]“, Tara i upakovka [Tara und Verpackung], 2002, 5, 44-49.

Luhmann, J. (1998): „Forstwirtschaft – nachhaltig betrieben in deutschen Wäldern. Eine Positionsbeschreibung des deutschen Forstwesens aus nationaler und internationaler Sicht“, in: VWF, Verband Weihenstephaner Forstingenieure (Hrsg.): Forstwirtschaft mit Zukunft. Integration von Ökologie, Ökonomie und Arbeit im ländlichen Raum. Bonn: Economica, 1-14.

Lundholm, M.P.; Sundström G. (1985): Ressourcen und Umweltbeeinflussung. Tetrabrik Aseptik Kartonverpackungen sowie Pfandflaschen und Einwegflaschen aus Glas. Malmö.

Lundholm, M.P.; Sundström G. (1986): Ressourcen- und Umweltbeeinflussung durch zwei Verpackungssysteme für Milch. Tetra Brik und Pfandflasche. Malmö

Lundie (1999): Ökobilanzierung und Entscheidungstheorie. Springer.

Lützkendorf, T.; Kohler, N.; Hollinger, M. (1992): methodische Grundlagen für Energie- und Stoffanalysen: Handbuch. Koordinationsgruppe des Bundes für Energie- und Stoffbilanzen. Lausanne, Weimar.

Magaril, E.R.; Trušková, L.V.; Magaril, R.Z.; Klauzner, G.M.; Kuvaeva, E.N. (1997): „Ékologija i avtotransport [Ökologie und Autoverkehr]“, Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 1997, 2, 18-20.

Magaril, R.Z. (2002): „Vlijanie avtomobilnogo transporta na ékologiju gorodov Tjumenskoj oblasti [Einfluss des Autoverkehrs auf die Ökologie von Städten des Gebietes Tyumen]“, in: Homutov, A.B.; Jašina, E.N. (Hrsg.): O problemah ohrany okružajuščej sredy v Tjumenskoj oblasti [Über die Umweltschutzprobleme in Gebiet Tjumen]. Tjumen: Duma des Gebiets Tjumen, 72-73.

Marsmann, M. (1994): Ökobilanzen und Ökovergleiche, Nachr. Chem. Tech. Lab. 42, Nr. 11, S.11f.

Martens, J. (1994): „Deponiegasverwertung unter Berücksichtigung des gesamten Energiehaushaltes einer Deponie“, in: Rettenberger, G.; Stegmann, R. (Hrsg.): Erfassung und Nutzung von Deponiegas. Bonn: Economica, 104-110.

Matrosov, V. (2003): „Prinzip ustojčivogo razvitija. Naučnye osnovy strategii ustojčivogo razvitija Rossii [Prinzip der nachhaltigen Entwicklung. Wissenschaftliche Grundlagen von Strategie der nachhaltigen Entwicklung Russlands]“, ÉKOS, 2003, 2, 30-33.

Melkumov, J. (1998): „Svalki: ékologičeskaja problema Moskovskoj oblasti nomer odin [Kippen: ökologisches Problem des Moskauer Gebiets Nummer Eins]“, Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 1998, 10, 4-8.

Melkumov, J. (1999): „Megapolis: bytovye othody [Megalopolis: häusliche Abfälle]“, Ékologija i žizn [Ökologie und Leben], 1999, 3, 39-41.

Meločnikov, A.C.; Kravcov, C.Z. (1997): „Les i globalnoe izmenenie klimata [Wald und globale Klimaänderung]“, Lesnoe hozjajstvo [Forstwirtschaft], 1997, 5, 33-34.

Migros-Gemeinschaft (1992a): Arbeitsgruppe Umweltschutz, Migros-Umweltpolitik. Zürich.

Migros-Gemeinschaft (1992b): Migros-Jahresbericht. Zürich.

Mineralölwirtschaftsverband e.V. (2001): Aus der Sprache des Öls. Hamburg: Mineralölwirtschaftsverband e.V.

Ministerium für Naturressourcen der Russischen Föderation (2002a): Ékologičeskaja doktrina rossijskoj federacii [Ökologische Doktrin der Russischen Föderation]. Moskau: Ministerium von Naturressourcen.

Ministerium für Naturressourcen der Russischen Föderation (2002b): Gosudarstvennyj doklad o sostojanii i ohrane okružajuščej sredy Rossijskoj Federacii v 2001 godu [Staatlicher Bericht über den Umweltzustand und -schutz in der Russischen Föderation im Jahr 2001]. Moskau: Ministerium der Naturressourcen.

Ministerium für Umweltschutz und Naturressourcen der Russischen Föderation, Russische ökologische föderale informationelle Agentur (1996): Sostojanie okružajuščej sredy i prirodohrannaja dejatel'nost v Subjektah Rossijskoj Federacii. Sbornik dokladov [Zustand der Umwelt und Naturschutzaktivität in den Föderationssubjekten Russlands]. Moskau: REFIA.

Mirnyj, A.; Skvorcov, L. (1997): „Konceptii obraščenijsja s tverdymi bytovymi othodami v Rossijskoj Federacii [Konzepte des Umgangs mit den festen häuslichen Abfällen in der Russischen Föderation]“, Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 1997, 3, 41-43.

Morozov, E.; Pak, O. (2001): „Gofrokarton – korol sezona [Wellpappe –König der Saison]“, Tara i upakovka [Tara und Verpackung], 2001, 5, 40.

Mozyreva, E.A.; Driker, B.N.; Ageev, A.J.; Emeljanov, R.A.; Krutikova, E.S. (1998): „Maloothodnaja tehnologija otbelki celljuloznych materialov [Abfallarme Technologie der Zellstoffbleiche]“, Staatlicher Ausschuss für Umweltschutz des Gebiet Sverdlovsk (Hrsg.):

Ékologičeskie problemy promyšlennyh regionov [Ökologische Probleme der industriellen Gebiete]. Ekaterinburg: Staatlicher Ausschuss für Umweltschutz des Gebiet Sverdlovsk, 159.

Müller-Wenk, R. (1978): Die ökologische Buchhaltung. Ein Informations- und Steuerungsinstrument für umweltkonforme Unternehmenspolitik. Frankfurt a.M., New York: Campus Verlag.

Müller-Wenk, R. (1992): Okobilanz für Unternehmen. Methodik. Schriftenreihe OBU/ASIEGE 7/92. St.Gallen: OBU.

Neumarkter Lammsbräu (1992): Öko-Controlling. Neumarkt.

NLÖ, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (1998): Erster Umweltbericht 1997. Hildesheim: NLÖ.

Ö.B.U., Schweizerische Vereinigung für Umweltbewusste Unternehmensführung (1992): Ökobilanz für Unternehmen. Resultate der Ö.B.U.-Aktionsgruppe: Konzept und praktische Beispiele. Schriftenreihe Ö.B.U. A.S.I.E.G.E. 7/1992. St. Gallen: Ö.B.U. A.S.I.E.G.E.

Ö.B.U., Schweizerische Vereinigung für Umweltbewusste Unternehmensführung, BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1997): Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren.

o.V. (1991a): Lehrbuch der Ökologie. Herausgegeben von Rudolf Schubert. Jena: Fischer.

o.V. (1991b): Ökobilanz Auto. Zürich: Greenpeace International und Greenpeace Schweiz.

o.V. (1992a): Aleksander Weltatlas. Stuttgart, Berlin, Leipzig, Gothe: Klett Perthes.

o.V. (1992b): „Das Umweltbundesamt fordert Richtmaße für Ökobilanzen“, FAZ, 12.08.1992, S.12.

o.V. (1992c): „Das Umweltbundesamt will keinen Bio-Sprit im Tank“, FAZ, 23.01.1993, S.12.

o.V. (1992d): Umwelt-Controlling. Aktive Nutzung von Umweltbilanzen für Unternehmen in rahmen einer präventiven Umweltpolitik. Hannover: Niedersächsisches Ministerium für Wirtschaft, Technologie und Verkehr.

o.V. (1993): Was Sie schon immer über Abfall und Umwelt wissen wollten. Hrsg. von Umweltbundesamt. Stuttgart, Berlin, Köln: Kohlhammer.

o.V. (1997): „Vozdejstvie poligona tverdyh bytovyh othodov „Timohovo“ na okružajuščuju sredu: Rezultaty kompjuternogo geoékologičeskogo kartografirovanija [Einfluss der Deponie von festen häuslichen Abfällen „Timohovo“ auf die Umwelt: Ergebnisse von computergestützter geoökologische Kartenerstellung]“, Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 1997, 1, 16-21.

o.V. (1999): Obzor sostojanija okružajuščej sredy gorodskih territorij [Übersicht über den Zustand der Umwelt von städtischen Territorien]. Tjumen: Staatliche Universität Tjumen.

o.V. (2001a): „Moskovskoe novosele „Tetra-Pak“ [Moskauer Einweihung von „Tetra-Pack“]“, Tara i upakovka [Tara und Verpackung], 2001, 3, 68.

o.V. (2001b): "Proizvodstvo celljulozy, bumagi i pilomaterialov po regionam Rossijskoj Federacii [Produktion von Zellstoff, Papier und Schnittholz in den Regionen der Russischen Föderation], Gazeta „Geografija“ [Zeitung „Geographie“], 2001, Nr. 38.

o.V. (2002a): "Rost ékonomiki Rossijskoj Federacii. Problemy ohrany okružajuščeje sredy [Wirtschaftszuwachs in der Russischen Föderation. Probleme des Umweltschutzes]", Vtoričnye resursy [Sekundäre Rohstoffe], 2002, 4, 37-40.

o.V. (2002b): "Utilizacija aluminijsođeržaščih upakovočnyh materialov v Germanii [Verwertung von aluminiumhaltigen Verpackungsabfällen in Deutschland]", Vtoričnye resursy [Sekundäre Rohstoffe], 2002, 3, 36-38.

o.V. (2003a): „Angličane pomogut Omsku sortirovat othody [Engländer helfen der Stadt Omsk die Abfälle zu sortieren]“, Tara i upakovka [Tara und Verpackung], 2003, 2, 119.

o.V. (2003b): "Rynok metalličeskoj upakovku [Markt der Verpackung aus Metall]", Metallurgičeskij Bjułeten [Metallurgisches Bulletin], 2003, 6, (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Artikel als Internet-Download vorliegt).

o.V. (2003c): "V Habarovske realizujut rossijsko-amerikanskij projekt po razdelnomu sboru i pererabotke othodov [In Habarovsk wird Projekt der getrennten Sammlung und Verwertung von Abfällen realisiert]", Tara i upakovka [Tara und Verpackung], 2003, 6, 125.

o.V. (2003d): "V Peterburge podveli itogi razdelnogo sbora othodov [In Sankt-Petersburg wurde Fazit der getrennten Abfallsammlung gezogen]", Tara i upakovka [Tara und Verpackung], 2003, 2, 65.

Oberbacher, B.; Schönborn, W. et al. (1974): Abbaubare Kunststoffe und Müllprobleme. Beiträge zur Umweltgestaltung. Heft A 23. Berlin: Erich Schmidt Verlag.

Orwat, C. (1996): Informationsinstrumente des Umweltmanagements. Ökologische Bilanzierung und Controlling. Berlin: Analytica.

Osipov, V.A. (1999): Socialno-ékonomičeskie problemy upravlenija prirodopolzovaniem. Konceptualnyj aspect [Sozial-ökonomische Probleme der Lenkung von Naturnutzung. Konzeptueller Aspekt]. Tyumen: Staatlicher Universität Tyumen.

Österreichisches Institut für Verpackungswesen (1977): Systemvergleich Einwegverpackungen-Mehrwegverpackungen. Schriftenreihe für Verpackungswesen Nr. 7. Wien: Österreichisches Institut für Verpackungswesen.

Potapov, A. (2000): Écologija [Ökologie]. Moskau: Vysšaja škola.

PWMI, European Center for Plastics and the Environment Plastics Waste Management Institute (1993): Eco-Profiles of the European Plastics Industry. Report 3: Polyethylene. Brüssel: European Center for Plastics and the Environment.

PWMI, European Center for Plastics and the Environment Plastics Waste Management Institute (1992): Eco-Profiles of the European Plastics Industry. Report I. Brussels: PWMI.

Regierung der Russischen Föderation (2002): Postanovlenie Pravitelstva Rossijskoj Federacii ot 05.09.2002 Nr. 1228-R „Plan po razvitiju metallurgičeskoj promyšlennosti do 2010 goda“

[Verordnung der Regierung Russischer Föderation von 05.09.2002 Nr. 1418 „Plan der Entwicklung von der Metallindustrie bis zum Jahr 2010“].

Regierung Moskaus, Verwaltung der GIBDD bei GUV D (1999): Avtotransportnyj kompleks i ékologičeskaja bezopasnost. Moskovskaja gorodskaja naučno-praktičeskaja konferencija [Autoverkehrskomplex und ökologische Sicherheit. Moskauer städtische wissenschaftlich-angewandte Konferenz]. Moskau: Prima-Press.

Rehbinder, E.; Schmihing, C. (2001): Ökobilanzen als Instrumente des Umweltrechts. Berlin: Umweltbundesamt: Erich Schmidt.

Reichardt, H.-J. (1992): „Vor- und Nachteile verschiedener Ökobilanzen“, in: Schimmelfeld, L.; Machmer, D. (Hrsg.): Öko-Audit und Öko-Controlling gemäß ISO 14000 und EG-Verordnung Nr. 1836/93. Blottner: Eberhard Blottner Verlag – Tausenstein.

Reiche, J. (1993): Ökobilanzen als Orientierungshilfe. Methodischer Aufbau – Beispiele – Belastbarkeit, interner Bericht des Umweltbundesamtes. Berlin: Umweltbundesamt.

Reimann, D.O. (1993): „Thermische Behandlung der nicht vermeidbaren und nicht verwertbaren Reststoffe – unverzichtbarer Baustein in integrierten Abfallwirtschaftskonzepten. Historie, gesetzliche ergelung, Aufgaben, Perspektiven“, in: ARL, Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Aspekte einer raum- und umweltverträglichen Abfallentsorgung. Teil II. Hannover: ARL, 280-308.

Rettenberger, G. (1991): „Die Bedeutung der Methan-, Konlendioxid- und HKW-Emissionen von Deponien für die Atmosphäre“, in: Rettenberger, G.; Stegmann, R. (Hrsg.): Deponiegasnutzung. Emissionsminimierung, neue Planungen und Technologien. Bonn: Economica, 9-25.

Rettenberger, G. (1992): „Die Deponie als Bauwerk im Rahmen der TA-Abfall“, in: Rettenberger, G.; Beitzel, H. (Hrsg.): Bau- und Baubetriebstechnik bei Abfalldeponien. Bonn: Economica, 7-15.

Richtlinie 88/77/EWG (1988): Richtlinie des Rates vom 3. Dezember 1987 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedstaaten über Maßnahmen gegen die Emission gasförmiger Schadstoffe und luftverunreinigender Partikel aus Dieselmotoren zum Antrieb von Fahrzeugen.

Rieckmann, K. (1990): Öko-Bilanzen. Studien und Faltblätter über Getränkeverpackungen im Vergleich. Freiburg: Öko-Institut Freiburg.

Ringeisen (1988): Möglichkeiten und Grenzen der Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte bei der Produktgestaltung, Theoretische Analyse und Darstellung anhand eines konkreten Beispielles aus der Lebensmittelindustrie. Hochschule St. Gallen: Dissrtation Nr. 1064.

Rolland, C.; Scheibengraf, M. (2003): Biologisch abbaubarer Kohlenstoff im Restmüll. Berichte BE-236. Wien: Umweltbundesamt.

Rubik, F. (1994): Die Anwendung der Produktbilanzen. IÖW Informationsdienst Nr. 1/1994. Berlin: IÖW

Rubik, F.; Baumgartner, T. (1991): Evaluation of Eco-Balances. Report to the Institute for Environmental Policy, Luxemburg.

Rubik, F.; Grotz, G. (1997a): Bibliographie zum Thema Produktbilanzen. Schriftenreihe des IÖW 70/94. Berlin, Heidelberg.

Rubik, F.; Teichert, V. (1997b): Ökologische Produktpolitik. Von der Beseitigung von Stoffen und Materialien zur Rückgewinnung in Kreisläufen. Stuttgart: Schäfer-Poeschel.

Sannikov, S.P.; Ageev, A.J. (1998): „Ékologija ili ispolzovanie makulatury ot upakovki piščevykh produktov [Ökologie oder Verwendung von Altpapier aus Verpackung für Nahrungsmittel]“, Staatlicher Ausschuss für Umweltschutz des Gebiet Sverdlovsk (Hrsg.): Ékologičeskie problemy promyšlennykh regionov [Ökologische Probleme der industriellen Gebiete]. Ekaterinburg: Staatlicher Ausschuss für Umweltschutz des Gebiet Sverdlovsk, 93-94.

Schalit, L.; Wolfe, K. (1978): SAM/IA: A Rapid Screening Method for Environmental Assessment for Fossil Energy Process Effluence, EPA-600/7-78-015. Washington: Environmental Protection Agency.

Schaltegger, S. (1994): „Zeitgemäße Instrumente des betrieblichen Managements“, die Unternehmung, 2/1994, 117-131.

Schaltegger, S. (1997): „Economics of Life Cycle Assessment. Inefficiency of the present approach“, Business Strategy and the Environmental, Vol. 6, 1-8.

Schaltegger, S. et al. (1996): Innovatives Management staatlicher Umweltpolitik. Basel.

Schaltegger, S.; Burritt, R. (2000): Contemporary Environmental Accounting: Issues, Concepts and Practice. Greenleaf Publishing.

Schaltegger, S.; Sturm, A. (1994): Ökologieorientierte Entscheidungen in Unternehmen. Ökologisches Rechnungswesen statt Ökobilanzierung. Bern, Stuttgart, Wien: Haupt.

Schmidt-Bleek, F. (1994): Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS. Das Maß für ökologisches Wirtschaften. Berlin, Basel, Boston: Birkhäuser Verlag.

Schmitz, S. (1992): Vergleich der Umweltauswirkungen von Einweg- Mehrwegverpackungen. Berlin: Umweltbundesamt.

Schmitz, S.; Oels, H.-J.; Tiedermann, A. (1995): „Ökobilanz für Getränkeverpackungen“, in: UBA-Texte 52/95. Berlin: Umweltbundesamt.

Schnauffer, R. (1994): Charakterisierung von Deponiesickerwasser im Hinblick auf den Austrag verschiedener Schadstoffe. München: Oldenbourg.

Scholl, G. (1997a): „AEG Hausgeräte – Staubsaugerrohre“, in: Grotz, S.; Scholl, G.: Ökologische Entlastungseffekte durch Produktbilanzen. Berlin: IÖW, 1-30.

Scholl, G. (1997b): „Henkel – Waschmittel / Tenside“, in: Grotz, S.; Scholl, G.: Ökologische Entlastungseffekte durch Produktbilanzen. Berlin: IÖW, 1-44.

Scholl, G. (1997c): „Neumarkter Lammsbräu – Öko-Bier“, in: Grotz, S.; Scholl, G.: Ökologische Entlastungseffekte durch Produktbilanzen. Berlin: IÖW, 1-33.

Schreier, W. (1994): „Emissionen von Deponiegasfackeln“, in: Rettenberger, G.; Stegmann, R. (Hrsg.): Erfassung und Nutzung von Deponiegas. Bonn: Economica, 51-68.

Schuhmann, R. (1994): "Deponiegasverwertung mittels Hochtemperaturverbrennung und Abwärmenutzung", in: Rettenberger, G.; Stegmann, R. (Hrsg.): Erfassung und Nutzung von Deponiegas. Bonn: Economica, 347-357.

Schulz, E.; Kreeb, M. (1998): „Grundlagen der Ökobilanzierung“, in: Wruk, H.-P.; Ellringmann, H. (Hrsg.): Praxishandbuch Umweltschutz-Management.

Schulz, W. (2003): Bestimmung der abiotischen Wasserstoffbildung von Abfällen und deren Mischungen als Datengrundlage zur Kontrolle des Gashaushaltes von Deponien und zur Gefährdungsabschätzung. Berlin: Weißensee.

Seifert, H. (1997): „Energetische Nutzung von Abfall durch schadstoffarme Verfahren – ein Beitrag zur regenerativen Energie“, in: Wolfrum, J.; Wittig, S. (Hrsg.): Energie und Umwelt. Wo liegen optimale Lösungen? 4. Symposium der deutschen Akademien der Wissenschaften. Berlin, Heidelberg: Springer, 127-143.

Šeršnev, E.; Larionov, V.; Kurkin, P. (1999): Masštaby, struktura i problemy utilizacii gorodskih musornyh svalok [Maßstäbe, Struktur und Problemen des Rückbaus von Siedlungsmüllkippen], Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 1999, 2, 29-32.

SETAC, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (1991): A Technical Framework for Life-Cycle Assessment. Workshop Report. Workshop held at Smugglers Notch, Vermont, August 18-23, 1990. Washington D.C.

SETAC, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (1993): Guidelines for Life-Cycle Assessment. 'A Code of Practice'. Brüssel.

Seuring, S. (1998): "Betriebliche Ökobilanzen. Grundlagen zu Begriffen, Methoden und Anwendungen", in: Sietz, M. (Hrsg.): Umweltschutz, Produktqualität und Unternehmenserfolg. Vom Öko-Audit zur Ökobilanz. Berlin; Heidelberg: Springer, S. 65-114.

Sietz, M.; von Saldern, A. (1993): Umweltschutz-Management und Öko-Auditing. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.

Sinicin, S. (1991): „Bezothodnoe lesopolyovanie. V mire ékologičeskikh stressov [Abfallfreie Waldnutzung. In der Welt ökologischer Stresse]“, Lesnaja promyšlennost [Forstindustrie], 1991, 2, 10-11.

Smetanin, V. (2004): „Rekultivacija zemel: obzor tehnologij [Rekultivierung der Böden: Übersicht der Technologien]“, Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 2004, 5, 42-45.

Smirenyj, I. (2001): „Upakovka i okružajuščaja sreda [Verpackung und Umwelt]“, Tara i upakovka [Tara und Verpackung], 2001, 2, 96.

Smirenyj, I.; Bojko, A. (2000): „Problemy razdelnogo sbora othodov [Probleme der getrennten Abfallsammlung]“, Tara i upakovka [Tara und Verpackung], 2000, 6, 38.

Spiller, A. (1996): Ökologieorientierte Produktpolitik. Forschung, Medienberichte und Marktsignale. Marburg: Metropolis.

Šreiber, A.; Černjahovskij, É.; Kulakov, J. (1998): „Ékonomika, ékologija, predprinimatelstvo: problemy éffektivnogo vzaimodejstvija [Ökonomik, Ökologie, Unternehmertum: die Probleme der effektiven Zusammenwirkung]“, Ékologija i promyšlennost Rossii [Ökologie und Industrie Russlands], 1998, 9, 40-43.

SRU, Rat von Sachverständigen in Umweltfragen (1994). Umweltgutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU, Rat von Sachverständigen in Umweltfragen (1996). Umweltgutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Staatliche Verwaltung für Naturressourcen (unveröffentlichte Mitteilungen): Inventurergebnisse von Abfallunterbringungsobjekten in Stadt Tyumen (Standorte, Zugehörigkeit, nächste Siedlungen und oberflächliche Gewässer, Fläche, Sanitärzone, Abfallvolumen, Abfallmasse, Verfüllungsgrad, Deponiekapazität pro Jahr, Abfalltypen, Anfang Inanspruchnahmeanfang und -ende, Deponielegitimität, besonders toxische Abfallkomponente, Systeme zur Kontrolle des Umweltzustandes).

Stanners, D.; Bourdeau, P. (1995): Europe's Environment. The Dobris assessment. Kopenhagen: European Environmental Agency.

Steger, U.; Feess-Dörr, E. (1988): Strategien zur Stabilisierung und Ausweitung der Mehrwegsysteme in der Getränkedistribution, Nr. 3 der Arbeitspapiere des Instituts für Ökologie und Unternehmensführung. Öestrich-Winkel: hrsg. v. U. Steger.

Stegmann, R. (1992): „Abbau- und Umsetzungsprozesse im Deponiekörper“, in: Keller, E.; Schenckel, W. (Hrsg.): Abfallwirtschaft und Recycling. Essen: Vulkan, 198-205.

Stern, R. (1997): Bewertung des Beitrags von Produkten zur Photooxidantienbildung im Rahmen von Ökobilanzen auf der Basis photochemischer Modellrechnungen. Methodenpapier zur Ökobilanz „Graphische Papiere“ im Auftrag des Umweltbundesamtes UFOPLAN FKZ 10350120.

Strahov, V. (1997): „Reformy lesnogo kompleksa Rossii i écosistemnoe upravlenie lesnym hozjajstvom [Reformen des Forstkomplexes Russland und ökosystematische Lenkung der Forstwirtschaft]“, Lesnoe hozjajstvo [Forstwirtschaft], 1997, 5, 8-12.

Strahov, V.V.; Pisarenko, A.I.; Borisov, V.A. (2001): Globalizacija lesnogo hozjajstva [Globalisierung der Forstwirtschaft]. Moskau: VNIIZlesresurs.

Strahov, V.V.; Pisarenko, A.I.; Kuynecov, G.G.; Sokolov D.M. (1998): „Ustojčivoe upravlenie lesami Rossii i evropejskij rynek lesomaterialov [Nachhaltige Lenkung der Wälder Russlands und europäischer Markt des Nutzholzes]“, Lesnoe hozjajstvo [Forstwirtschaft], 1998, 2, 6-9.

Strangfeld, A. (1997): Ein Waschmittel auf Seifenbasis im Vergleich zur konventionellen Konkurrenz. Anwendung der Ökobilanz-Methodik aus einer Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes auf das Ökowaschpulver SODASAN. Universität Hannover: Diplomarbeit.

Strecker, A. (1992): Ökobilanzen – Sinn und Unsinn. Verpackungs-Rundschau 3.

Stubenvoll, J.; Böhmer, S.; Szednyj, I. (2002): Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen. Studie im Auftrag des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien: ohne Verlag.

Sturm, N. (1992): Zur Umweltverträglichkeit von Getränkeverpackungen. Eine Studie aus der Sicht eines Fruchtsaftherstellers. Hamburg: Dr. Kovač.

Suhovolskij, V.; Hlebopros, R. (2002): „Vybor strategii ustojčivogo razvitija Rossijskoj Federacii [Auswahl der Strategie von nachhaltiger Entwicklung der Russischen Föderation]“, ÉKOS-*Inform*, 2002, 8, 30-37.

Šutov, I.V.; Maslakov, E.L.; Markova, I.A. (1997): „Lesosyrjevyje plantacii v Rossii. Sohranenie borealnyh lesov, dopolnitelnoe syrje, sokraščenie rashodov na transport [Waldplantagen in Russland. Erhaltung von borealen Wäldern, zusätzlicher Rohstoff, Verminderung von Transportkosten]“, *Lesnoe hozjajstvo [Forstwirtschaft]*, 1997, 6, 4-7.

TA Siedlungsabfall (1993): Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz: Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen vom 14. Mai 1993, Banz. Nr. 99a.

Tegethoff, B. (1997): „Erwartungen nicht erfüllt – Ökobilanzen aus Sicht der Verbraucher“, in: *Ökologisches Wirtschaften*, 1997, Heft Nr. 6, 25.

Teterin, V. (2004): „Kartonnje berega [Ufer aus Karton]“, *PakkoGraff*, 2004, 4, (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Artikel als Internet-Download vorliegt).

Tetra Pak Deutschland (o.J.): Die volle Packung in Zahlen. Hochheim/Main: ohne Verlag.

Thalmann, W.R.; Humbel, V. (1985a): Herstellung der Kunststoffe LD-PE, HD-PE, PVC und HI-PS. Ökologische Bilanzbetrachtungen, Zürich: EMPA.

Thalmann, W.R.; Humbel, V. (1985b): Herstellung von Papieren und Karton. Ökologische Bilanzbetrachtungen, Zürich: EMPA.

Thalmann, W.R.; Humbel, V. (1985c): Herstellung der Aluminium. Ökologische Bilanzbetrachtungen, Zürich: EMPA.

Thalmann, W.R.; Humbel, V. (1985d): Herstellung von Glas. Ökologische Bilanzbetrachtungen, Zürich: EMPA.

Thalmann, W.R.; Humbel, V. (1985e): Herstellung von Stahl und Weissblech. Ökologische Bilanzbetrachtungen, Zürich: EMPA.

Thome-Kozmiensky, K.; Gottwald, E. (1989): Vergleichende Untersuchung über die Umweltauswirkungen durch Verpackungssysteme für Bier und CO<sub>2</sub>-freie Erfrischungsgetränke. Berlin.

Tihonov, V. (2002): „Musor v Rasskazove budut sobirat ot delno [Der Abfall in Rasskazovo wird getrennt gesammelt werden]“, *Vesti o SoÉS [Nachrichten von SoÉS]*, 2002, 1, 65.

UBA, Umweltbundesamt (1985): Verpackungen für Getränke. 4. Fortschreibung, 1980-1984. Texte Nr. 28/85. Berlin: Umweltbundesamt.

UBA, Umweltbundesamt (1992): Ökobilanzen für Produkte. Bedeutung – Sachstand – Perspektiven. Texte Nr. 38/92. – Berlin.

UBA, Umweltbundesamt (1995a): Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen. Texte Nr. 23/95 Berlin: Umweltbundesamt.

UBA, Umweltbundesamt (1995b): Ökobilanzen für Getränkeverpackungen. Texte 52/95. Berlin: Umweltbundesamt.

UBA, Umweltbundesamt (1997): Aufgaben des betrieblichen und betriebsübergreifenden Stoffstrommanagements. Berlin: Umweltbundesamt.

UBA, Umweltbundesamt (1998): Ökobilanzen graphischer Papiere. Endbericht. Berlin: unveröffentlicht.

UBA, Umweltbundesamt (1999a): Bericht zur „Ökologischen Vertretbarkeit“ der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung. Berlin: Umweltbundesamt.

UBA, Umweltbundesamt (1999b): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Texte 92/99. Berlin: Umweltbundesamt.

UBA, Umweltbundesamt (1999c): Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft. Forschungsbericht 203 10 606, neu: 294 31 606.: Berlin: Umweltbundesamt.

UBA, Umweltbundesamt (2000a): Hintergrundpapier. Handreichung Bewertung in Ökobilanzen. Berlin: Umweltbundesamt.

UBA, Umweltbundesamt (2000b): Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Teil: II. Hauptteil. Texte Nr. 37/00. Berlin: Umweltbundesamt.

UBA, Umweltbundesamt (2000c): Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Teil: II. Materialsammlung. Texte Nr. 38/00. Berlin: Umweltbundesamt.

UBA, Umweltbundesamt (2000d): Ökobilanzen für graphische Papiere. Vergleich von Verwertungs- und Beseitigungsverfahren für graphische Altpapiere sowie Produktvergleiche für Zeitungsdruck-, Zeitschriften- und Koperpapiere unter Umweltgesichtspunkten. Texte Nr.22/00. Berlin: Umweltbundesamt.

UBA, Umweltbundesamt (unveröffentlichte Mitteilungen): Auflistung der Hausmülldeponien nach Bundesländern (Standorte, Restlaufzeiten, Restvolumina, Angaben zur Abdichtung, Gasfassung, Sickerwasserfassung).

Umweltplan Münster (1996): Werkstattberichte zum Umweltschutz 5/1996. Münster.

Urban-Kiss, S. (1992): “Erfahrungen mit der Herstellung einer Kombinationsabdichtung (Oberflächenabdichtung) nach TA-Abfall-Kriterien”, in: Rettenberger, G.; Beitzel, H. (Hrsg.): Bau- und Baubetriebstechnik bei Abfalldeponien. Bonn: Economica, 69-86.

Vasilenko, V.E. (1997): „Perspektivy sniženija zagrjaznenija atmosfernogo vozduha Moskvy avtotransportom [Perspektiven der Verminderung von Verunreinigung der atmosphärischen Luft

durch den Autoverkehr in Moskau]“, *Ékologija i promyšlennost Rossii* [Ökologie und Industrie Russlands], 2004, 9, 21-26.

Vehlow, J.; Vogg, H. (1991): „Thermische Zerstörung organischer Schadstoffe“, in: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): *Müllverbrennung und Umwelt 5*. Berlin: EV-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, 447-467.

Višnjakov, J.D.; Vasin, S.G. (1997): „Tetraédra garmonii ili kak sdelat ékologiju pribylnoj [Tetraeder der Harmonie oder wie mahct man Ökologie gewinnbringend]“, *Ékologija i promyšlennost Rossii* [Ökologie und Industrie Russlands], 1997, 1, 8-11.

VNIILM, Rissisches Forschungsinstitut für Forstwesen und Mechanisierung der Forstwirtschaft (2003): *Gosudarstvennyj doklad o sostojanii i ispolzovanii lesnyh resursov Rossijskoj Federacii v 2002 godu* [Staatlicher Bericht über den Zustand und –nutzung von Waldressourcen in der Russischen Föderation im Jahr 2001]. Moskau: VNIILM.

Vogg, H. (1992): „Produkte der Rauchgasreinigung – offenes Endproblem der Abfallverbrennung“, in: Keller, E.; Schenckel, W. (Hrsg.): *Abfallwirtschaft und Recycling*. Essen: Vulkan, 180-185.

von Wysocki, Klaus (1981): *Sozialbilanzen. Inhalt und Formen gesellschaftsbezogener Berichterstattung*. Stuttgart, New York: Fischer.

Vorobjev, D.; Bolotova, A. (2001): „Ékologičeskaja modernizacija rossijskoj lesnoj promyšlennosti na primere Svetogorskogo CBK [Ökologische Modernisierung der russischen Forstindustrie am Beispiel des Zellstoff- und Papierunternehmens Svetogorsk]“, *Lestnoj vestnik* [Forstbote], 2001, 7, (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Artikel als Internet-Download vorliegt).

Wagner, H.–J.; Borsch, P. (1998): *Energie und Umweltbelastung*. Berlin, Heidelberg: Springer.

Walder, E., Hofstetter, P., Frischknecht, R. (1991): *Bewertungsmodelle für Ökobilanzen*. Arbeitspapier 2/91 der Projektgruppe „Umweltbelastung durch End- und Nutzenergiebereitstellung“. Zürich: Labor für Energiesysteme.

Walenski, W. (1994): *Wörterbuch Druck + Papier*. Frankfurt am Main: Klostermann.

Weber, J. (1992): „Bau und Sanierung von Leitungen in Deponien“, in: Rettenberger, G.; Beitzel, H. (Hrsg.): *Bau- und Baubetriebstechnik bei Abfalldeponien*. Bonn: Economica, 169-200.

Widder, G.; Lewandowski, J. (1994): „Deponiegasverwertung mittels Turbinen, Fallbeispiel Deponie Wiesbaden“, in: Rettenberger, G.; Stegmann, R. (Hrsg.): *Erfassung und Nutzung von Deponiegas*. Bonn: Economica, 331-343.

Widder, G.; Wiemer, K. (1991): „Deponie/Abgasmessprogramm in Hessen“, in: Rettenberger, G.; Stegmann, R. (Hrsg.): *Deponiegasnutzung. Emissionsminimierung, neue Planungen und Technologien*. Bonn: Economica, 103-127.

Woerner, C. (1995): *Vermeidung, Entsorgung und Wiederverwertung von Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen. Betrachtungen zur Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft der Deutschen Abfallwirtschaft*. Mannheim: Geographisches Institut der Universität Mannheim.

Wöhe, G. (1990): Einführung in die allgemeine Betriebswirtschaftslehre. München.

Wollny, V. (1992): Abschied vom Müll. Perspektiven für Abfallvermeidung und eine ökologische Stoffflusswirtschaft. Ein Bericht des Öko-Instituts. Göttingen: Werkstatt.

Želobanov, D. (2000): „Denežnyj musor. Spros na rynke makulatury prevyšajet predloženie [Reicher Müll. Nachfrage am Altpapiermarkt überschreitet den Angebot]“, Ékspert Severo-Zapad [Gutachter Nord-Ost], 2000, 10, (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Artikel als Internet-Download vorliegt).

Zimmer, B.; Wegener, G. (1998): „Ökobilanzierung – Fundament für eine zukunftsfähige Entwicklung in der Forst- und Holzwirtschaft“, in: VWF, Verband Weihenstephaner Forstingenieure (Hrsg.): Forstwirtschaft mit Zukunft. Integration von Ökologie, Ökonomie und Arbeit im ländlichen Raum. Bonn: Economica, 44-75.

Zimmermann, J. (1996): Müllverbrennung. Was Sie schon immer über Müllverbrennung und deren Alternativen wissen wollten. Düsseldorf: Werner.

## INTERNET-QUELLEN

Bausparkasse Schwäbisch Hall (zuletzt überarbeitet am 08.06.1999): <http://home.t-online.de/home/fknolle/bilanz98.htm>.

Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung und -technik GmbH (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Ökobilanzierung, <http://www.bifa.de/texte/projekte/okobil.html>.

Berliner Stadtreinigungsbetriebe (zuletzt überarbeitet am 13.11.04): Müllverbrennungsanlage in Ruhleben, <http://www.bsr-online.de/bsr/html/1163.htm>.

Bio-ring-Allgäu e.V. (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Kurzfassung der Studie von Martin Demmeler, <http://www.bioring-allgaeu.de/files/oekobilanz.pdf>.

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Vernetztes Denken im Interesse der Umwelt - Ökobilanzen für Aufzüge, <http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/buwalcontent/umwelt/20014/16.pdf>.

Bundesanstalt für Landtechnik: Ökobilanz für Biodiesel (zuletzt überarbeitet am 19.7.04), [http://www.blb.bmf.gv.at/vero/veroeff/0435\\_Oekobilanz\\_Biodiesel.pdf](http://www.blb.bmf.gv.at/vero/veroeff/0435_Oekobilanz_Biodiesel.pdf).

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): 3 Fragen – 3 Antworten, [http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/baum/download/uba\\_bewertungsmethode.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/baum/download/uba_bewertungsmethode.pdf).

Das schweizerische Forschungsinformationssystem Aramis (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Ecoinvent 2000, <http://www.aramis-research.ch/d/2013.html>

Deutsches Zentrum für Luft und Raumfahrt (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Ökobilanzierung in der Elektroindustrie, <http://www.dlr.de/PT/Umwelt/Vorhaben-01ZC/ZC9511.htm>.

Die Freie Enzyklopädie Wikipedia (zuletzt überarbeitet am 06.12.04): Heizwert, <http://de.wikipedia.org/wiki/Heizwert>.

Eidgenössische technische Hochschule Zürich (ETHZ), Laboratorium für Technische Chemie, Gruppe Umwelt und Sicherheitstechnologie (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Projekt „Ökobilanz der Kaffeezubereitung“, [http://www.educeth.ch/chemie/schwerpunkte/kaffee\\_oekob/docs/kaffee\\_dokumentation.pdf](http://www.educeth.ch/chemie/schwerpunkte/kaffee_oekob/docs/kaffee_dokumentation.pdf).

Ökologik (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Software and tools, <http://www.ekologik.cit.chalmers.se/software.htm>.

Emschergenossenschaft, Lippe Verband (zuletzt überarbeitet am 01.12.04): Kläranlagen im Einzugsgebiet Lippe und Emscher, [http://www.eglv.de/index\\_frs.html](http://www.eglv.de/index_frs.html).

Europa-Universität Viadrina Frankfurt (Oder), Lehrstuhl für allgemeine Betriebswirtschaftslehre insbesondere Industriebetriebslehre (zuletzt überarbeitet am 15.05.03): Techniken des Umweltmanagements, <http://www.ibl.euv-frankfurt-o.de>.

Ežednevnoe Internet-izdanie „NewsProm.Ru“ [Tägliche Internet-Ausgabe „NewsProm.Ru“] (zuletzt überarbeitet am 29.11.04): V Tjumeni očistjat vodu po poslednim mirovym standartam [Das Wasser in Tyumen wird nach letzten Weltstandarten gereinigt], <http://www.newsprom.ru/news/109829241032190.shtml>.

Fachhochschule Nürtingen, Arbeitsgruppe Regionale Ökobilanz Pfaffenhofen (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Regionale Informationssysteme zur Ökobilanzierung und Umweltberichterstattung: <http://www.fh-mannheim.de:2000/horizonte/lenz.html>.

Fond „Obščestvennoe mnenie“ [Fond „Öffentliche Meinung“] (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Problemy [Probleme], [http://bd.fom.ru/report/cat/societas/image/state\\_affairs/d030322](http://bd.fom.ru/report/cat/societas/image/state_affairs/d030322).

Forum Hygiene und Umwelt (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Was sagen Ökobilanzen über die Umweltverträglichkeit der einzelnen Windelsysteme? <http://www.forum-hygiene.de/themen-thesen/themen-thesen-7.html>.

Funksender „Radio Svoboda“ (zuletzt überarbeitet am 03.11.04): Musorosžigatelnye zavody v Rossii [Müllverbrennungsanlagen in Russland], <http://www.svoboda.org/programs/ECO/2001/ECO.022801.asp>.

Gesellschaft für Qualitätsmanagement (GQM) (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): GOM – Unterstützung, <http://www.gqm.de/weitereinfos/downloads/wp-oekobilanz.pdf>.

Greenpeace Deutschland (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Aktuelle Ökobilanzen zum Werkstoff PVC - eine kritische Prüfung (critical review), [http://archiv.greenpeace.de/GP\\_DOK\\_3P/HINTERGR/C03HI36.PDF](http://archiv.greenpeace.de/GP_DOK_3P/HINTERGR/C03HI36.PDF).

Hauptverwaltung für Naturressource und Umweltschutz der Stadt Moskau des Russischen Ministeriums für Naturressourcen (zuletzt überarbeitet am 03.11.04): Osuščestvljen zapusk pervoj očeredi musorosžigatel'nogo zavoda N 4 v promzone „Rudnevo“ [Der erste Bauabschnitt einer Müllverbrennungsanlage Nr. 4 im Industriegebiet „Rudnevo“ wurde gestartet], <http://moscow.priroda.ru/index.php?rid=52&show=1811>.

Informacionnoe agentstvo „Baškortostan“ [Informationsagentur „Baškortostan“] (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Ékologičeskij menedžment kak novyj sposob rešenija ékoproblem [Umweltmanagement als ein neuer Ansatz zur Lösung von Ökoproblemen], <http://bashvest.bashinform.ru/about.php>.

Informationsportal der Verpackungsbranche „Pakkograf.Ru“ (zuletzt überarbeitet am 22.12.04): Svoystva pokrytij dlja aluminievov folgi [Eigenschaften der Beschichtungen für Aluminiumfolien], <http://www.pakkograff.ru/mode.451-id.2212>.

Integrated Coastal Zone Management (ICZM) Department (zuletzt überarbeitet am 1.1.04): Ékologičeskoe upravlenie vodnymi resursami beregovoj zony [Ökologische Leitung der Wasserressourcen von Uferzonen], <http://iczm.rshu.ru/files/2000/039.doc>.

Internet-izdanie „Vtoričnoe syrje“ [Internet-Ausgabe „Sekundäre Rohstoffe“] (zuletzt überarbeitet am 09.12.04): Makulatura: Pererabotka vtoričnogo volokna iz makulatury v tovarnuju bumagu i karton [Altpapier: Verwertung von sekundären Fasern aus Altpapier zu warenfähigen Papier und Pappe], <http://www.recyclers.ru/modules/section/article.php?articleid=58>.

Internet-izdanie „Vtoričnoe syrje“ [Internet-Ausgabe „Sekundäre Rohstoffe“] (zuletzt überarbeitet am 11.12.04): Bumažnaja problema. Možno li zarabotat na makulature? [Problem mit Papier. Ob es möglich ist, mit Altpapier verdienen?], <http://www.recyclers.ru/modules/section/article.php?articleid=66>.

Moskauer Staatliche Bauuniversität (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Primenenie informacionnyh tehnologij dlja ocenki ékologičeskoi besopasnosti stroitelnyh objektov [Anwendung von Informationstechnologien zur Bewertung von ökologischen Sicherheit der Bauobjekte], [http://www.mtu-net.ru/pavlov/Articles/Artic\\_12.html](http://www.mtu-net.ru/pavlov/Articles/Artic_12.html).

Moskauer Staatliche Technische Universität „Stankin“ (MGTU „Stankin“) (zuletzt überarbeitet am 1.1.04): Integralnaja ocenka kačestva vodnogo resursa [Integrative Bewertung der Qualität von Wasserressourcen], <http://tqm.stankin.ru/arch/n02/zasedanie3/index36.htm>.

Moskauer Staatliche Technische Universität „Stankin“ (MGTU „Stankin“) (zuletzt überarbeitet am 15.05.03): Adaptacija metodov eco-indikatorov k uslovijm mašinostroitelnyh predpriyatij goroda Moskvy [Adaptation der Methode von Öko-Indikatoren zu den Bedingungen der Maschinenbaubetriebe Moskaus], <http://tqm.stankin.ru/arch/n02>.

Naučno-issledovatel'skij avtomobilnyj i avtomotornyj institut [Forschungsinstitut für Autos und Automotoren] (zuletzt überarbeitet am 15.05.03): Ékologičeskaja bezopasnost izdelij avtomobilestroenija po polnomu žiznennomu ciklu [Ökologische Sicherheit der Erzeugnisse der Autoindustrie nach dem ganzen Lebenszyklus], <http://www.nami.ru/ecology/standards.htm>.

Oekoradar (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Ökobilanz-Software, <http://www.oekoradar.de/de/software/unterseite17/>.

Oekoradar: DIN ISO EN 14040 (zuletzt überarbeitet am 19.7.04), <http://www.oekoradar.de/de/gesetze/norm/01993/>

Öko-Institut e.V. - Institut für angewandte Ökologie (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Basisdaten und Methoden zum Kumulierten Energieaufwand (KEA), <http://www.oeko.de/service/kea/dateien/broschuere.pdf>

Rathscheck Schiefer (zuletzt überarbeitet am 25.09.04): Schiefer - Natürlicher Baustoff für Kenner und Könner, <http://www.schiefer.de/frameset.php?pref=/deutsch/8/1/6/>

Regionalnaja blagotvoritel'naja obščestvennaja organizacija „Obščestvennaja Ékologija“ [Regionale wohltätige öffentliche Organisation „Öffentliche Ökologie“] (zuletzt überarbeitet am 27.12.04): Avtomobli budut dorozhat s vvedeniem v 2005 godu standarta „Evro 5“ [Autos werden teurer mit der Einführung im Jahr 2005 des Standards „Euro V“], [http://www.publiceco.ru/print\\_version.php?news\\_item\\_id=183&folder=news](http://www.publiceco.ru/print_version.php?news_item_id=183&folder=news).

Regiony Rossii [Regionen Russlands] (zuletzt überarbeitet am 13.10.04): Klimat Tjumenskoj oblasti [Klima des Gebiets Tyumen], [http://www.tyumen.intergrad.ru/index6\\_klim.html](http://www.tyumen.intergrad.ru/index6_klim.html).

Rossijskaja asociacija organizacij i predpriyatij celljulozno-bumažnoj promyšlennosti [Russische Assoziation der Organisationen und Unternehmen der Zellstoff- und Papierindustrie] (zuletzt überarbeitet am 20.12.04): Otrasl v zifrah [Branche in Ziffern], <http://www.bumprom.ru/index.php?ids=280>.

Russkoe pole éksperimentov [Russisches Experimentfeld] (zuletzt überarbeitet am 10.12.04): I Meždunarodnyj seminar „Ékologija 2000. Éstafeta pokolenij“ [1. Internationales Seminar „Ökologie 2000. Die Stafette der Generationen“], <http://www.bioscience.ru/Conference/Ecology/Dokuka.html>.

Šina Plus [Autoreifen plus] (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Vozdeistvie shin na okružajuščuju sredu i čeloveka [Auswirkung von Autoreifen auf die Umwelt und den Menschen], [http://www.shinaplus.ru/a\\_vozd\\_shin.php](http://www.shinaplus.ru/a_vozd_shin.php).

SODASAN – UmweltFAIRträgliche Wasch- und Reinigungsmittel (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Ein Waschmittel auf Seifenbasis im Vergleich zur konventionellen Konkurrenz – Kurzerfassung, <http://www.sodasan.com/Pla-compakt.htm>.

Stadt Goslar (zuletzt überarbeitet am 08.06.1999): <http://home.t-online.de/home/fknolle/bilanz98.htm>.

Tetra Pak in Deutschland (zuletzt überarbeitet am 19.12.04): Tetra Pak in Deutschland - Daten und Fakten, <http://www.tetrapak.de/unternehmen/fakten/>.

Tetra Pak in Russland (zuletzt überarbeitet am 19.12.04): Tetra Pak v Rossii [Tetra Pak in Russland], <http://tetrapak.su/main.phtml?did=3>.

TU Chemnitz (Technische Universität Chemnitz), Institut für Betriebswissenschaften und Fabrikplanung (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Methoden der Ökobilanzierung, <http://www.tu-chemnitz.de/mb/InstBF/ufa/bewert/wirk/methoden.htm>.

UBA, Umweltbundesamt (zuletzt überarbeitet am 27.12.04): Abgasgrenzwerte für Lkw und Busse, <http://www.umweltdaten.de/verkehr/gwlkzbus.pdf>.

UBA, Umweltbundesamt (zuletzt überarbeitet am 27.12.04): Kraftfahrzeuge Abgasgrenzwerte, <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/kraftfahrzeuge-abgasgrenzwerte.htm>.

UBA, Umweltbundesamt (zuletzt überarbeitet am 27.12.04): Umwelt und Verkehr - rechtliche Rahmenbedingungen, <http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/rechtrahm/schadstoffimmis/bisg/hohenheim2.htm>.

Umweltbundesamt (zuletzt überarbeitet am 22.10.04): Abfallstatistik, [http://www.bmu.de/de/1024/js/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu\\_stadt/entsorgung/detail/statistik/](http://www.bmu.de/de/1024/js/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu_stadt/entsorgung/detail/statistik/).

Universität – Gesamthochschule Siegen, Fachbereich Maschinentechnik, Institut für Systemtechnik (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Datenrecherche für die Ökobilanz von Getränkeverpackungen, <http://141.99.140.157/d/ist3/download/versuch2.pdf>.

Universität – Gesamthochschule Siegen, Fachbereich Maschinentechnik, Institut für Systemtechnik (zuletzt überarbeitet am 11.04.05): Sachbilanz – Golf, [http://141.99.140.157/d/ist3/Allgemeine%20Infos/Allgemeine\\_Infos-SBGolf.htm](http://141.99.140.157/d/ist3/Allgemeine%20Infos/Allgemeine_Infos-SBGolf.htm).

Universität Bremen, Institut für Umweltverfahrenstechnik (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Umweltrelevante Schwachstellenanalyse von Produktionsprozessen zur Offenlegung von Wertschöpfungspotentialen, <http://www.iuv.uni-bremen.de/publikationen/haase/preprint99.htm>

Universität Osnabrück, Institut für Umweltsystemforschung (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Das Osnabrücker Umweltmanagement-Modell für Hochschulen, <http://www.usf.uos.de/projects/sue/UM-Modell>.

Verband der Wellpappen-Industrie e.V. (zuletzt überarbeitet am 09.12.04): Die Welle aus Luft und Papier, [http://www.wellpappen-industrie.de/pw/pw\\_we.htm](http://www.wellpappen-industrie.de/pw/pw_we.htm).

Vestnik Orenburgskogo Gosudarstvennogo Universiteta [Nachrichten der Staatlichen Universität Orenburg] (zuletzt überarbeitet am 19.7.04): Ékologičeskie voprosy v kommerčeskoj dejatelnosti predpriyatija [Ökologische Fragen in der kommerziellen Tätigkeit eines Unternehmens], <http://vestnik.osu.ru/009/pdf/20.pdf>.

Wiener Umweltstudien-Informationspool (zuletzt überarbeitet am 19.07.04): Methoden zur Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen, [https://www.wien.gv.at/ma22/pool/doc/abfall\\_masnahmen\\_zus.pdf](https://www.wien.gv.at/ma22/pool/doc/abfall_masnahmen_zus.pdf).

## ANHANG A ZUSÄTZLICHE INFORMATIONEN ZUM LEBENSWEG VON VERBUNDVERPACKUNGEN

### I. HOLZABBAU UND WALDBEWIRTSCHAFTUNG IN EUROPA UND IN RUSSLAND

Mit der Gewinnung des Rohstoffs Holz beginnt der Lebensweg von Karton, sowie von Wellpappe und Paletten. Aus ökologischer Sicht nimmt Holz eine besondere Stellung ein, denn Holz ist ein Teil des Ökosystems Wald. Mit der nachhaltigen Waldbewirtschaftung sind *positive Umweltwirkungen* verbunden, wie die chemische Bindung von Sonnenenergie, die Aufnahme von Kohlendioxid und Schadstoffen in der Luft.<sup>520</sup>

Bei der forstlichen Produktion, die biologische (z.B. Naturverjüngung des Waldes) und technische Vorgänge (z.B. Bestandsbegründung mit der Hand oder mit Pflanzmaschinen) beinhaltet, können aber auch *negative Umweltwirkungen* entstehen.<sup>521</sup> Die schlimmsten Umweltfolgen sind Veränderung der CO<sub>2</sub> - Bilanz der Erdatmosphäre, Bodenerosion, -versauerung und -eutrophierung, Lebensraumzerstörung.<sup>522</sup> Werden bei der Waldrodung Holzreste, wie Äste, Baumstümpfe, nicht vollständig abtransportiert und entsorgt, wird die Schädlings- und Brandverbreitung begünstigt.<sup>523</sup>

Auch bei der Waldaufforstung sind Umweltprobleme vorprogrammiert, wenn neue Wälder mit einer Baumart aufgepflanzt werden (sog. monotone Wälder). Die meisten Repräsentanten der Tier- und Pflanzenwelt verlassen den Wald oder sterben aus. Nur die Schädlinge fühlen sich in sortenreinen Wäldern sehr wohl. Und Pestizideinsatz zu ihrer Bekämpfung erschwert es noch für das Waldökosystem.<sup>524</sup>

Rund 21% des *in Deutschland* verbrauchten Holzes stammt aus inländischen Wäldern, der Rest wird importiert (vor allem aus Schweden, Kanada, Finnland, USA und Portugal).<sup>525</sup> Die Politik nachhaltiger Waldnutzung wird in diesen Ländern mehr oder weniger erfolgreich durchgesetzt.<sup>526</sup> Deswegen soll es näher auf den Holzschlag in der Russischen Föderation eingegangen werden.

*Die Forstwirtschaft Russlands* basiert auf jahrhundertealte Erfahrungen, die lange vor Entstehung des Begriffes „Nachhaltigkeit“ auf zukunftsfähige Nutzung der Waldressourcen orientiert war.<sup>527</sup> In der kommunistischen Ära war anderes Verhalten angesagt, nach dem Motto „wir können nicht auf die Gnade von der Natur warten, unsere Aufgabe ist, sie ihr zu entnehmen“. Seit den 1920er Jahren wuchs der Holzbedarf, der in der Regel durch einen durchgängigen Holzeinschlag befriedigt wurde. Im zweiten Weltkrieg war das Forstprinzip des konzentrischen kurzfristigen Holzabbaus letztendlich befestigt.<sup>528</sup>

Seit Anfang der 1990er Jahren ist die Forstwirtschaft Russlands reformiert worden, indem das Waldmanagement nach einem „ökosystemaren“ Ansatz umgesetzt wird.<sup>529</sup> Im

<sup>520</sup>Vgl. Zimmer et al. 1998, 63.

<sup>521</sup>Des Weiteren gehören zur Forstwirtschaft folgende Vorgänge: Jungwuchspflege, Kulturpflege, Durchforstung, Pestizideinsatz, Kalkung, Läuterung, Nasslagerung, Wegebau, Entrindung, vgl. dies. 1998, 60.

<sup>522</sup>Vgl. Altenkirch et al. 2002, 241f., Hofmann et al. 2000, 72f., Kopytziok 2000, 66, Meločnikov et al. 1997, 33.

<sup>523</sup>Dieses Problem ist in Russland bisher sehr aktuell, vgl. Sinicin 1991, 10.

<sup>524</sup>Vgl. Kursawa-Stucke et al. 1994, 111.

<sup>525</sup>Vgl. dies. 1994, 111.

<sup>526</sup>Vgl. Altenkirch et al. 2002, Häusler et al. 2002, Luhmann 1998, Zimmer et al. 1998.

<sup>527</sup>Vgl. Strahov et al. 1998, 6, dies. 2001, 20ff.

<sup>528</sup>Vgl. Sinicin 1991, 10.

<sup>529</sup>Vgl. Häusler et al. 2002, 10ff.

Grunde genommen hat sich jedoch nicht viel verändert. Es wird immer noch überwiegend ein durchgängiger Walddabbau betrieben, für Waldaufforstung reichen die finanziellen Mittel oft nicht.<sup>530</sup> Folglich befinden sich einzelne Waldökosysteme in einem kritischen Zustand, besonders in Grenzgebieten mit waldlosen Zonen (Tundra und Steppe).

Wird die ganze Waldfläche Russlands betrachtet, erscheint das Bild besser: so wurde in den Jahren 1966-1993 die Fläche des nutzungsfähigen Waldes sogar um 8% zugenommen.<sup>531</sup> Der Grund ist der große Holzzuwachs, der sogar enorme Holzabbaumengen übersteigt (vgl. Abb. A-3). Zum Beispiel Anfang der 1990er Jahre wurde im Durchschnitt nur 110-120 Mio. m<sup>3</sup> der jährlich wachsenden 700 Mio. m<sup>3</sup> entnommen.<sup>532</sup> Im gleichen Zeitraum betrug der Rohholzeinschlag in Deutschland ca. 33,2 Mio. m<sup>3</sup> bei einem Zuwachs in Höhe von 57 Mio. m<sup>3</sup>.<sup>533</sup> Im Weiteren wird ein aktueller *Waldzustand in Russland* unter Berücksichtigung territorialer Unterschiede skizziert.

Die Bestandzusammensetzung wird maßgeblich von Lärche, Kiefer, Fichte, Edeltanne, Birke und Espe geprägt. Der Nadelholzanteil beträgt 79% des Gesamtholzvorrats.<sup>534</sup>

Die Waldflächenverteilung wird durch natürliche (Klima, Relief) und anthropogene Faktoren (Art der Waldbewirtschaftung) bedingt (vgl. Abb. A-1, A-2). Der russische Norden ist mit baumloser Tundra belegt, im Süden des europäischen Teils, des Urals und des Westsibiriens sind Steppen verbreitet. Die hohen Bergmassive im Osten sind wegen des sehr kalten Winters und des Dauerfrostbodens nur wenig bewaldet. Im Zentrum des europäischen Teils Russlands sind dagegen die Wälder aus anthropogenen Gründen knapper.

Der Holzzuwachs weist auch große naturbedingte Unterschiede auf: generell nimmt er Richtung Norden und Osten ab, was direkt auf die Dauerfrostbodenverbreitung zurückzuführen ist.

Die Alterstruktur des Waldes ist sowohl westlich des Uralgebirges, als auch im Osten durch einen sehr hohen Anteil vom reifen Holz gekennzeichnet (vgl. Tab. A-1). Mit der Überalterung von Waldgesellschaften ist eine Reihe von Problemen verbunden, wie schnelle Verbreitung von Schädlingen und Bränden. Um diese Probleme zu vermeiden bzw. zu vermindern, wird in den letzten Jahren nur Holzeinschlag in Wäldern mit dem reifen Holz gestattet.<sup>535</sup>

Tabelle A-1. Alterstruktur des russischen Waldes (nach Erusalimskij et al. 1997, 34)

Altersgruppe	Waldfläche, %
<i>Nadelwälder</i>	
Jungwuchs (bis 40 Jahre)	17,5
Mittelwuchs (40 bis 120 Jahre)	31,5
Reife Bäume (älter als 120 Jahre)	51
<i>Laubwälder</i>	
Jungwuchs (bis 20 Jahre)	20,2
Mittelwuchs (20 bis 60 Jahre)	42,7
Reife Bäume (älter als 60 Jahre)	37,1

<sup>530</sup>Vgl. Strahov 1997, 10, Šutov et al. 1997, 7.

<sup>531</sup>Vgl. Erusalimskij et al. 1997, 34. Unter einem „nutzungsfähigem Wald“ werden hier alle fruchtbaren Wälder verstanden, mit Ausnahme von Umweltschutzgebieten, Naturreservaten etc. und Wäldern in schwer zugänglichen Regionen.

<sup>532</sup>Vgl. Kožuhov 1997, 24.

<sup>533</sup>Vgl. Hofmann et al. 2000, 53.

<sup>534</sup>Vgl. Erusalimskij et al. 1997, 36.

<sup>535</sup>Vgl. VNIILM 2003, 28.

Abbildung A-1. Bewaldungsprozent Russlands, % (nach VNIILM 2003, 7)

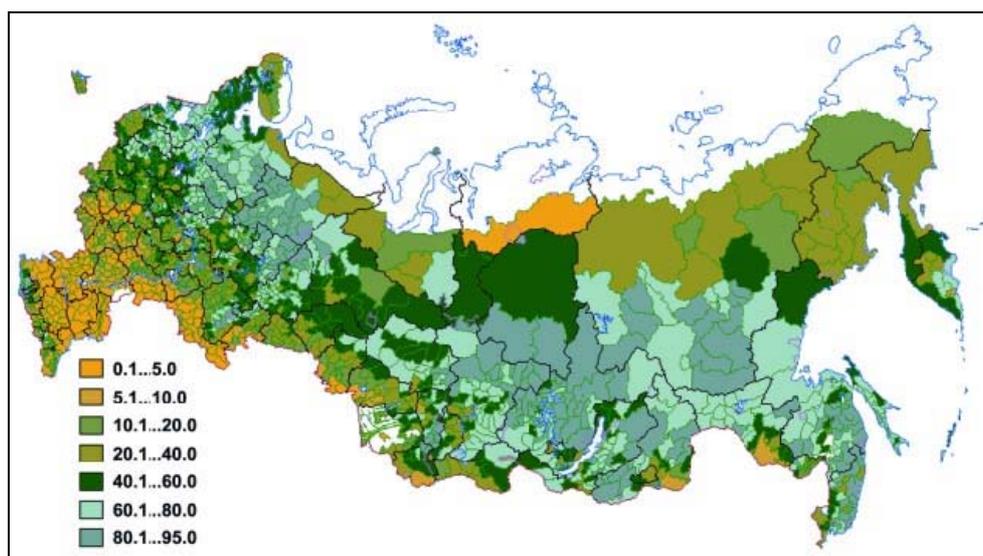


Abbildung A-2. Durchschnittlicher Holzvorrat in Russland im Jahr 2002,  $m^3/ha$  (nach VNIILM 2003, 16)

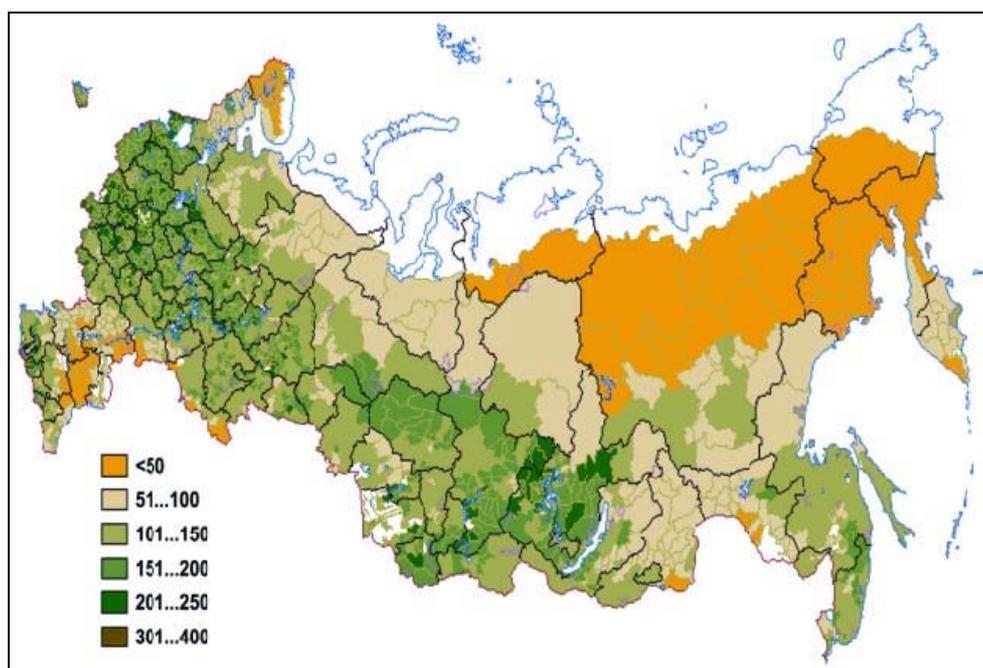
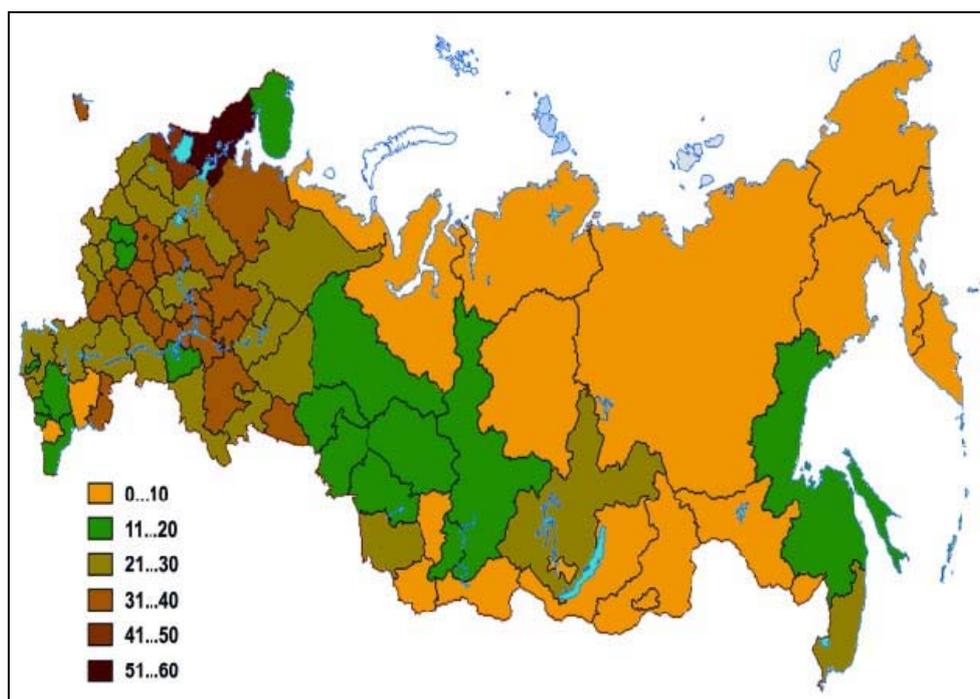


Abbildung A-3. Anteil des Holzeinschlages vom durchschnittlichen Holzzuwachs in Russland, % (nach VNIILM 2003, 29)



## II. VERBUNDKARTONHERSTELLUNG UND ABFÜLLUNG IN DEUTSCHLAND UND IN RUSSLAND

Die *Verbundkartonherstellung* wird durch die Laminierung des Rohkartons mit Polyethylen und Aluminium vollzogen. Von beiden Seiten wird der Rohkarton mit Polyethylen beschichtet. Polyethylen als thermisch verschmelzbarer Stoff übernimmt die Verschluss- und Klebefunktion für den Getränkekarton. Aluminiumfolie wird auf die innere Seite des Rohkartons aufgetragen und wird ebenfalls dünn mit Polyethylen beschichtet, damit das Füllgut nicht in Berührung mit Aluminium kommt.<sup>536</sup>

Für die *Abfüllung* wird der gerollte Verbundstoff in einer geschlossenen Gerätezelle sterilisiert und zu einem Schlauch geformt. Dabei kommt Wasserstoffperoxid zum Einsatz, der in umweltneutrales Wasser und Sauerstoff zerlegt wird. Die Keime werden durch den Sauerstoff vollständig abgetötet. Aus diesem Schlauch werden einzelne Verpackungen geformt und am unteren Ende zugelötet. Anschließend werden die sterilen Verpackungen abgefüllt, kurzzeitig (von Sekunden bis Minuten in Abhängigkeit vom Füllgut) erhitzt, und geschlossen. Die Verbundverpackungen können über verschiedene Öffnungsmechanismen verfügen. Der einfachste ist eine Perforation, wobei auf dem Rohkarton vor der Laminierung eine Reißtrennlinie geprägt wird. Die wiederverschließbaren Dreh- oder Klappverschlüsse werden meistens auf dem Verbundkarton aufgeklebt.<sup>537</sup>

Der Marktführer bei der Verbundverpackungsproduktion ist in Deutschland und in Russland die Firma „Tetra-Pak“. In der Bundesrepublik sind zwei Produktionswerke, die Verpackungsmaterial herstellen, vorhanden (Limburg und Berlin).<sup>538</sup> Die Zahl der Tetra Pak-

<sup>536</sup>Vgl. Golding 1992, 45f., Fedotova 2001, 17.

<sup>537</sup>Vgl. Teterin 2004, (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Artikel als Internet-Download vorliegt).

<sup>538</sup>Vgl. Tetra Pak in Deutschland (zuletzt überarbeitet am 19.12.04): Tetra Pak in Deutschland - Daten und Fakten, <http://www.tetrapak.de/unternehmen/fakten/>.

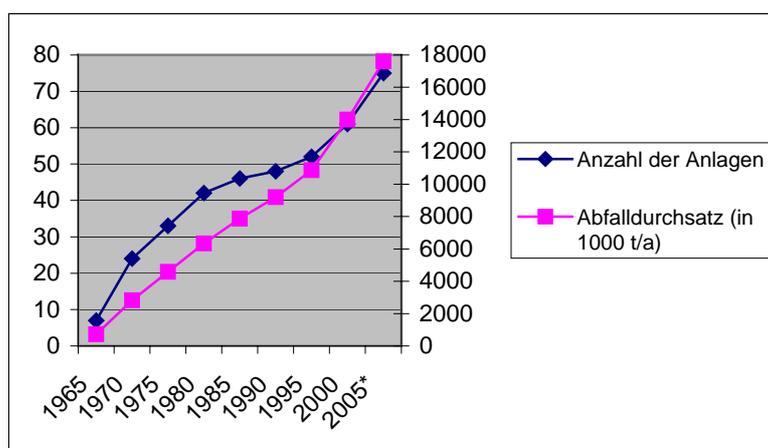
Verpackungsmaschinen beträgt etwa 400. Von Jahr zum Jahr nimmt diese Zahl langsam ab, da die Anlagen zunehmend effizienter produzieren.<sup>539</sup>

In der Russischen Föderation gibt es zwei Tetra-Pak-Fabriken zur Herstellung von Verbundkarton: Timaševsk (Gebiet Krasnodar im Süden des europäischen Teils) und Korolev (Gebiet Moskau).<sup>540</sup> Der Getränkekarton von Tetra-Pak wurde im Jahr 2004 von ca. 300 Unternehmen der Lebensmittelindustrie gekauft. Mehr als 500 Anlagen für Abfüllung von flüssigen Produkten sind in russischen Betrieben installiert.<sup>541</sup> Eine Besonderheit der Getränkeindustrie Russlands ist es, dass der Großteil von Fruchtsäften in Milchfabriken abgefüllt wird. Für die Milch- und Saftabfüllung sind die gleichen technischen Anlagen erforderlich, so dass die Betriebe ihre Anlagenkapazität besser nutzen und an die Saisonunterschiede anpassen können.<sup>542</sup>

## II. MÜLLVERBRENNUNG IN DEUTSCHLAND UND IN RUSSLAND

Die Geschichte der Müllverbrennung in Deutschland ist mehr als 120 Jahren alt. Zum Jahr 1990 gab es MVA u.a. in Hamburg, Frankfurt, Kiel, Barmen, Fürth, Beuthen, Altona, Aachen.<sup>543</sup> Diese MVA wurden allerdings wieder geschlossen, da ihr Betrieb unrentabel war.<sup>544</sup> Ein neuer Anstoß zum Bau der MVA wurde im Zuge des Wirtschaftswachstums und steigender Abfallmenge in den 1960er Jahren gegeben (vgl. Abb. A-4). Vor dem Hintergrund, dass der TA-Siedlungsabfall den Kohlenstoffgehalt bei der Deponierung von Restabfall stark begrenzt hat, werden neue MVA geplant.<sup>545</sup>

Abbildung A-4. MVA in Deutschland<sup>546</sup>



\*einschließlich der geplanten und im fortgeschrittenen Planungsstadium befindlichen Anlagen

<sup>539</sup>Vgl. Tetra Pak Deutschland o.J., 3.

<sup>540</sup>Vgl. o.V. 2001a, 68.

<sup>541</sup>Vgl. Tetra Pak in Russland (zuletzt überarbeitet am 19.12.04): Tetra Pak v Rossii [Tetra Pak in Russland], <http://tetrapak.su/main.phtml?did=3>.

<sup>542</sup>Vgl. Teterin 2004, (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Artikel als Internet-Download vorliegt).

<sup>543</sup>Vgl. Reimann 1993, 281.

<sup>544</sup>Vgl. Kopytziok 2000, 21.

<sup>545</sup>Vgl. Heil et al. 1996, 134. Als TA-Siedlungsabfall werden die Verwaltungsvorschriften über Anforderungen an die Entsorgung von Siedlungsabfällen bezeichnet, vgl. TA Siedlungsabfall 1993.

<sup>546</sup>Vgl. Umweltbundesamt (zuletzt überarbeitet am 22.10.04): Abfallstatistik, [http://www.bmu.de/de/1024/js/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu\\_stadt/entsorgung/detail/statistik/](http://www.bmu.de/de/1024/js/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu_stadt/entsorgung/detail/statistik/).

Im bei der Ökobilanzierung betrachteten Zeitraum waren in BRD etwa 50 MVA vorhanden (vgl. Tab. A-2). Mitte 20. Jahrhundert war die toxikologische und ökologische Gefahr vieler Luftemissionen von MVA, insbesondere von Stäuben und Dioxinen, noch nicht bekannt und Rauchgasreinigung hatte keinen großen Stellenwert. Spätestens seit Anfang 1990er Jahre wurden viele MVA mit vierstufigen und kostenintensiven Rauchgasreinigungssystemen gebaut bzw. nachgerüstet.<sup>547</sup>

*Tabelle A-2. MVA-Einsatz in Russland und Deutschland (in Klammern wird ggf. das Bezugsjahr angegeben)*

<i>Charakteristiken von MVA</i>	<i>Anzahl der MVA</i>	<i>Kapazität einzelner Anlagen, 1 000 t pro Jahr</i>	<i>Durchschnittliche Bevölkerungszahl pro eine MVA, Mio.</i>
Deutschland <sup>548</sup> (1998)	53	16 - 750	1,6
Russland <sup>549</sup> (1997)	7	50 - 200	20,7

In Russland ist die Verbrennung vom Hausmüll wenig verbreitet. Der Anteil des in MVA behandelten Hausmülls beträgt etwa 2-3% (vgl. Tab. A-2).<sup>550</sup> Drei von sieben Müllverbrennungsanlagen befanden sich in 1990er Jahren in Moskau (vgl. Abb. A-5).<sup>551</sup> Diese MVA entsprechen dem Stand der Technik in den 1960-1970er Jahren.

*Abbildung A-5. MVA-Standorte in Russland*



Im Juni 2004 wurde in Moskau eine Linie der vierten MVA mit deutscher Ausrüstung (Stand der Technik entspricht dem Jahr 1990) und theoretischer Leistung in Höhe von 250 000 t/Jahr in Betrieb genommen.<sup>552</sup> Sie ist im Moment die achte, die größte und die

<sup>547</sup>Vgl. Seifert 1997, 134.

<sup>548</sup>Vgl. Umweltbundesamt (zuletzt überarbeitet am 22.10.04): Abfallstatistik, [http://www.bmu.de/de/1024/js/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu\\_stadt/entsorgung/detail/statistik/](http://www.bmu.de/de/1024/js/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu_stadt/entsorgung/detail/statistik/).

<sup>549</sup>Vgl. Mirnyj et al. 1997, 42.

<sup>550</sup>Zur Menge verbrannter Abfälle gibt es keine offiziellen Informationen. Die Größenordnung wurde durch die durchschnittliche jährliche Menge an Siedlungsabfällen (30 Mio. t) und maximale Kapazität der vorhandenen MVA (ca. 0,7 – 0,8 Mio. t) Ende 1990-er Jahre ausgerechnet, vgl. Dumnov et al. 2001, 136. Andererseits gibt es Angaben zum Anteil der abgelagerten Abfälle: ca. 98 % des Hausmülls wird auf den Deponien beseitigt, vgl. Smetanin 2004, 42.

<sup>551</sup>Vgl. Golovančikov et al. 2003, 6.

<sup>552</sup>Vgl. Hauptverwaltung für Naturressource und Umweltschutz der Stadt Moskau des Russischen Ministeriums für Naturressourcen (zuletzt überarbeitet am 03.11.04): Osuščestvljen zapusk pervoj očeredi

modernste MVA in Russland. Im internationalen Vergleich schneidet sie jedoch schlechter ab, weil die Technik der Abfallverbrennung seit 1990 erhebliche Vorschritte gemacht hat.<sup>553</sup>

#### IV. MAßNAHMEN ZUR REDUZIERUNG VON ABGASEN IN DEUTSCHLAND UND RUSSLAND

In der Bundesrepublik Deutschland werden zur Bekämpfung der Luftverunreinigung durch Kraftfahrzeugverkehr verschiedene organisatorische (z.B. Verkehrsvermeidung und Verkehrsverlagerung auf umweltfreundlichere Verkehrsmittel) und technische Maßnahmen (verbesserte Katalysatoren für Ottomotoren, Rußfilter für Dieselmotoren) eingesetzt.<sup>554</sup>

Von besonderer Bedeutung sind Primärmaßnahmen zur Verbesserung von Motoren und Kraftstoffqualitäten. Hierzu trägt die Verschärfung gesetzlicher Anforderungen erheblich bei. Heute gelten im Sektor der Lastfahrzeuge innerhalb der Europäischen Union die gleichen Vorschriften zu Schadstoffgrenzwerten. Stufenweise wurden sie seit Ende 1980er Jahren verschärft (sie werden als Standards „Euro 0“ bis „Euro V“ bezeichnet; vgl. Tab. A-3).

Tabelle A-3. Abgaswerte für LKW und Busse in der Europäischen Gemeinschaft<sup>555</sup>

	Euro 0	Euro 1	Euro 2	Euro 3		Euro 4/5	
	88/77/EWG	91/542/EWG		1999/96/EG			
	seit 1988/90	ab 1992/93	ab 1995/96	ab 2000		ab 2005/2006 bzw. 2008/2009*)	
		<u>1. Stufe</u>	<u>2. Stufe</u>	ESC- und ELR-Test <sup>1)</sup>	ETC-Test <sup>2) 3)</sup>	ESC- und ELR-Test <sup>1)</sup>	ETC-Test <sup>2) 3)</sup>
g / kWh	g / kWh	g / kWh	g / kWh	g / kWh	g / kWh	g / kWh	g / kWh
CO	12,3	4,9	4,0	2,1	5,45	1,5	4,0
HC	2,6	1,23	1,1	0,66		0,46	—
NMHC	—	—	—	—	0,78		0,55
Methan	—	—	—	—	1,6 <sup>4)</sup>		1,1 <sup>4)</sup>
NO <sub>x</sub>	15,8	9,0	7,0	5,0	5,0	3,5 / 2,0*	3,5 / 2,0*
Partikel	—	0,4	0,15	0,1	0,16 <sup>5)</sup>	0,02	0,03 <sup>5)</sup>
Ruß	—	—	—	0,8 m <sup>-1</sup>	—	0,5 m <sup>-1</sup>	—

<sup>1)</sup> geändertes / verschärftes Prüfverfahren für alle Dieselmotoren

<sup>2)</sup> zusätzlicher Transienten-Test für Dieselmotoren mit Abgasnachbehandlungssystem

<sup>3)</sup> Für Gasmotoren nur Transient-Test

<sup>4)</sup> Nur für Erdgasmotoren

<sup>5)</sup> Nur für Dieselmotoren

\*) Bei Euro 5 (ab 2008/09) wird nur der NO<sub>x</sub>-Grenzwert von 3,5 auf 2,0 g/km herabgesetzt

Bei Ottokraftstoffen stehen die Senkung des Benzol-, Aromaten-, Schwefelgehaltes und des Dampfdruckes, sowie die Zugabe von sauerstoffhaltigen Verbindungen im Vordergrund. Für Dieselmotoren sind neben der Verringerung der Dichte die Minderung

musorosžigatel' nogo zavoda N 4 v promzone „Rudnevo“ [Der erste Bauabschnitt einer Müllverbrennungsanlage Nr. 4 im Industriegebiet „Rudnevo“ wurde gestartet], <http://moscow.priroda.ru/index.php?rid=52&show=1811>.

<sup>553</sup>Der Bau dieser Verbrennungsanlage wurde Mitte 1990er Jahre ohne Durchführung obligatorischen ökologischen Gutachtens begonnen, trotz Verbot des Umweltministeriums und gegen Bevölkerungswillen fortgesetzt. Als sie mit einem ursprünglich nicht vorgesehenen Dioxinabscheider nachgerüstet wurde, war die Inbetriebnahme der Anlage gestattet. Vgl. Funksender „Radio Svoboda“ (zuletzt überarbeitet am 22.10.04): Müllverbrennungsanlagen in Russland, <http://www.svoboda.org/programs/ECO/2001/ECO.022801.asp>.

<sup>554</sup>Vgl. UBA, Umweltbundesamt (zuletzt überarbeitet am 27.12.04): Kraftfahrzeuge Abgasgrenzwerte, <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/kraftfahrzeuge-abgasgrenzwerte.htm>.

<sup>555</sup>Vgl. UBA, Umweltbundesamt (zuletzt überarbeitet am 27.12.04): Abgasgrenzwerte für Lkw und Busse, <http://www.umweltdaten.de/verkehr/gwlkzbus.pdf>.

des Aromaten-, Polyaromaten- und Schwefelgehaltes, sowie die Verbesserung der Zündwilligkeit zu nennen.<sup>556</sup>

In der Russischen Föderation ist das Problem der Luftverschmutzung durch Autoabgase seit ca. 10 Jahren zu verzeichnen. Der Anteil des Autoverkehrs an der Luftverunreinigung beträgt in Großstädten mehr als 90%, durchschnittlich in Russland etwa 60-70%.<sup>557</sup> Bei der differenzierten Betrachtung nach Schadstoffen machen die Kohlenmonoxidemissionen von Autos 90% aller Ausstöße, die Stickstoffemissionen – 70% aus.<sup>558</sup> Zum Vergleich betrug der Anteil der Verkehrsemissionen an den Gesamtemissionen Deutschlands im Jahr 1996 bei NO<sub>x</sub> rund 60%, bei NMVOC 35%, bei Benzol 80% und bei Dieselpartikeln über 90%.<sup>559</sup> In Folgendem werden die wichtigsten Aspekte der Umweltbelastung durch den Straßenverkehr in Russland skizziert.

Erstens werden in Russland vorwiegend minderwertige Treibstoffe eingesetzt, zum Beispiel *das ethylierte Benzin*. Seine Verbrennungsprodukte sind hochtoxische Bleichloride und Bleibromide.<sup>560</sup> Die Produktion und Verwendung des ethylierten Benzins wurde in den industriell hochentwickelten Ländern im Jahr 1996 untersagt. In Russland wurden sie durch das im Jahr 2003 verabschiedete Gesetz verboten, aber wegen mangelhafter Kontrolle werden diese gesetzlichen Vorschriften nicht bundesweit angehalten, sondern nur in einigen Städten (Moskau, Omsk, Ufa, Volgograd, Soçi), wo auch von den kommunalen Behörden diesbezügliche Verbote festgelegt wurden.<sup>561</sup> Zweitens fehlen in Russland *Abgasgrenzwerte* für einige transportrelevante Schadstoffe, z.B. Benzol.<sup>562</sup> Die vorhandenen Normen werden nicht immer eingehalten. Z.B. sind die Schadstoffkonzentrationen in der Luft vieler Städte um das zehnfache überschritten.<sup>563</sup>

Drittens ist *der technische Stand der Fahrzeuge* unbefriedigend. Die inländischen Autoproduzenten haben bis zur heutigen Zeit keine modernen Motoren und Abgasreinigungssysteme in ihre Serienproduktion eingeführt. Auch bei Importwagen fehlt es zum Teil an ökologisch notwendigen Systemen, da sie extra für Länder produziert werden, die keine strengen Anforderungen an Autoabgasen haben.<sup>564</sup> Die sekundären Maßnahmen zur Abgasreinigung, wie Verwendung von *Neutralisatoren* stoßen wegen des Einsatzes vom bleihaltigen Benzin auf Schwierigkeiten.<sup>565</sup>

Seit Ende 1990er Jahren wird versucht, die Transportmittelherstellung in Russland an EU-Abgasrichtlinien zu orientieren. Ab dem Jahr 2005 soll der Standard „Euro II“ angehalten werden.<sup>566</sup> Das betrifft aber nur neu produzierte Fahrzeuge. Die Mehrheit der Autos bleibt trotzdem auf einem niedrigen Umweltstandard.

<sup>556</sup>Vgl. UBA, Umweltbundesamt (zuletzt überarbeitet am 27.12.04): Umwelt und Verkehr - rechtliche Rahmenbedingungen,

<http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/rechtrahm/schadstoffimmis/bisg/hohenheim2.htm>.

<sup>557</sup>Vgl. Dudyšev 1998, 41, Iškov 1999, 60.

<sup>558</sup>Vgl. Ambarcumjan 1999, 62.

<sup>559</sup>Vgl. UBA, Umweltbundesamt (zuletzt überarbeitet am 27.12.04): Umwelt und Verkehr - rechtliche Rahmenbedingungen,

<http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/rechtrahm/schadstoffimmis/bisg/hohenheim2.htm>.

<sup>560</sup>Vgl. Magaril et al. 1997, 48.

<sup>561</sup>Vgl. Magaril 2002, 73, Vasilenko 1997, 25.

<sup>562</sup>Vgl. Iškov 1999, 61.

<sup>563</sup>Vgl. Ambarcumjan 1999, 64.

<sup>564</sup>Vgl. Iškov 1999, 61.

<sup>565</sup>Die Neutralisatoren eignen sich nur für den Antrieb mit nicht-ethyliertem Benzin. Vgl. Dudyšev et al. 1997, 14, Jampol 2004, (Angaben zur Seitennummer sind unmöglich, denn das Artikel als Internet-Download vorliegt).

<sup>566</sup>Vgl. Regionalnaja blagotvoritelnaja obščestvennaja organizacija „Obščestvennaja Ékologija“ [Regionale wohltätige öffentliche Organisation „Öffentliche Ökologie“] (zuletzt überarbeitet am 27.12.04): Avtomobli budut dorozhat s vvedeniem v 2005 godu standarta „Evro 5“ [Autos werden teurer mit der Einführung im Jahr 2005 des Standards „Euro V“], [http://www.publiceco.ru/print\\_version.php?news\\_item\\_id=183&folder=news](http://www.publiceco.ru/print_version.php?news_item_id=183&folder=news).

## ANHANG B

### ZUSAMMENSTELLUNG VON STOFFLICHEN UND ENERGETISCHEN INPUT- UND OUTPUTSTRÖMEN

#### Modul 1. Primäraluminiumschmelze Szenarien 1, 2 und 3

INPUT				Menge	Einheit
Chemische Grundstoffe	Chem. Grundstoffe, anorg.	Natriumhydroxid		1,20E-06	kg
		Schwefelsäure		2,94E-02	kg
KEA	KEA (Kernenergie)		2,58E+04	kJ	
	KEA (Wasserkraft)		3,39E+04	kJ	
	KEA, fossil gesamt		1,16E+05	kJ	
	KEA, un spez.		1,85E-05	kJ	
Mineralien	Kalkstein		1,77E-07	kg	
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdgas		4,39E-01	kg
		Erdöl		1,33E+00	kg
		Kohlen (RiL)	Braunkohle	3,58E-04	kg
	Steinkohle		1,44E+00	kg	
	Nichtenergieträger (RiL)	Mineralien (RiL)	Bauxit	3,68E+00	kg
			Kalkstein	2,06E-01	kg
			Steinsalz	5,40E-02	kg
Stoffe, diverse	Aluminiumhydroxid		1,17E-02	kg	
	Anodenstahl		6,10E-03	kg	
	Feuerfestmaterial		8,60E-03	kg	
	Kalziumfluorid		2,54E-02	kg	
	Kohlenstoff		3,07E-02	kg	
Wasser	Kühlwasser		1,50E+02	kg	
	Wasser (Prozess)		9,11E+00	kg	
<b>SUMME</b>				1,76E+05	kJ
				1,66E+02	kg

OUTPUT				Menge	Einheit	
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle, feuerfeste Materialien	1,14E-02	kg	
			Abfälle, Kohlenstoff	7,60E-03	kg	
			Aschen u. Schlacken	6,79E-03	kg	
			Bauxitabfälle	1,05E+00	kg	
			Inertstoffe	1,09E-01	kg	
			Sondermüll	2,43E-04	kg	
			Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Aluminiumkrätze	1,20E-02
			Aschen u. Schlacken	4,20E-02	kg	
			Kohlenstoffe	1,66E-02	kg	
			Stahlschrott, un spez.	6,10E-03	kg	
Emissionen (L)	Staub			1,97E-02	kg	
	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak		2,92E-05	kg	
		Chlorwasserstoff		2,60E-04	kg	
		Distickstoffmonoxid		2,28E-04	kg	
		Fluoride, gasförmig		5,00E-04	kg	
		Fluoride, partikelförmig		4,60E-04	kg	
		Fluorwasserstoff		6,70E-06	kg	
		Hexafluorethan		4,00E-05	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil	9,15E+00	kg	
		Kohlenmonoxid		6,32E-02	kg	
		Metalle (L)	Arsen		4,91E-08	kg
			Cadmium		1,45E-08	kg

		Chrom	6,65E-08	kg	
		Nickel	1,45E-06	kg	
		NOx	1,17E-02	kg	
		Partikel	2,37E-06	kg	
		Schwefeldioxid	4,26E-02	kg	
		Tetrafluormethan	3,60E-04	kg	
	VOC (L)	Methan, fossil	2,04E-02	kg	
		NMVOC (L)	Benzol	1,55E-06	kg
		NMVOC, halog.	PCDD, PCDF	2,05E-13	kg
		NMVOC, sauerstoffh. (L)	Formaldehyd	4,52E-07	kg
		NMVOC, unspez.		7,06E-04	kg
		PAK (L)	Benzo(a)pyren	2,33E-10	kg
			PAK ohne B(a)P	2,20E-13	kg
			PAK, unspez.	5,00E-05	kg
		VOC, ohne PAH		6,20E-04	kg
		VOC, unspez.		8,97E-07	kg
Emissionen (W)	Emissionen (W)	Chlorid	2,70E-03	kg	
		Feststoffe, ungelöst	7,00E-04	kg	
		Fluoride, gesamt	1,00E-06	kg	
		Kohlenstoff, organisch	2,00E-06	kg	
		PAH	2,00E-05	kg	
		Schwefelsäure	8,00E-04	kg	
	Indikatorparameter	CSB	1,90E-05	kg	
Mineralien	Gips (REA)		6,42E-02	kg	
Stoffe, diverse	Aluminiumbarren		1,00E+00	kg	
Wasser	Abwasser (Kühlwasser)		1,31E+02	kg	
	Abwasser (Prozess)		7,43E+00	kg	
<b>SUMME</b>			<b>1,50E+02</b>	<b>kg</b>	

## Modul 2. Sekundäraluminiumschmelze Szenarien 1, 2 und 3

INPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle (Gut-/Lastschritt)	Aluminium	1,12E+00	kg
Energieträger, sekundär	Energie, elektrisch			3,60E+02	kJ
	Erdgas			1,20E-01	kg
KEA	KEA, fossil gesamt			4,96E+01	kJ
Mineralien	Kalk			7,36E-03	kg
	Natriumchlorid			3,50E-02	kg
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl		1,24E-03	kg
<b>SUMME</b>				<b>4,10E+02</b>	<b>kJ</b>
				<b>1,28E+00</b>	<b>kg</b>

OUTPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Filterstaub	7,64E-03	kg
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Aluminiumkrätze	1,56E-01	kg
Emissionen (L)	Staub			1,10E-05	kg
	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak		2,09E-08	kg
		Chlor		1,00E-06	kg
		Chloride		1,10E-06	kg
		Chlorwasserstoff		1,04E-09	kg
		Distickstoffmonoxid		3,50E-07	kg
		Fluorwasserstoff		1,00E-07	kg
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil		2,98E-01
	Kohlenmonoxid		2,71E-04	kg	

		Metalle (L)	Arsen	2,61E-11	kg	
			Cadmium	6,53E-11	kg	
			Chrom	2,65E-11	kg	
			Nickel	2,26E-09	kg	
		NOx	1,78E-03	kg		
		Partikel	1,73E-06	kg		
	VOC (L)	Schwefeldioxid		3,20E-06	kg	
		Methan, fossil		9,07E-07	kg	
		NMVOC (L)	Benzol		1,02E-07	kg
			NMVOC aus Dieseleemis.		4,27E-06	kg
			NMVOC, halog. (L)	PCDD, PCDF	6,79E-17	kg
			NMVOC, sauerstoffh. (L)	Formaldehyd	3,95E-07	kg
			PAK (L)	Benzo(a)pyren	8,38E-12	kg
TOC		4,10E-05	kg			
Stoffe, diverse	Aluminiumbarren		1,00E+00	kg		
Wasser	Wasserdampf		2,27E-01	kg		
<b>SUMME</b>			1,69E+00	kg		

### Modul 3. Stammholzproduktion Szenarium 1

INPUT			MENGE	Einheit
Chemische Grundstoffe	Chemische Grundstoffe, anorg.	Kohlendioxid, un spez.	1,01E+00	kg
KEA	KEA, fossil gesamt		1,43E+02	kJ
	KEA, regenerativ		9,90E+03	kJ
Mineralien	Kalk		8,47E-04	kg
Naturraum	Fläche K2 (BRD)		4,89E-02	m <sup>2</sup>
	Fläche K3 (BRD)		4,53E-01	m <sup>2</sup>
	Fläche K4 (BRD)		2,24E-01	m <sup>2</sup>
	Fläche K5 (BRD)		5,16E-02	m <sup>2</sup>
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl	3,58E-03	kg
Stoffe, diverse	Betriebsstoffe	Pestizide, un spez.	2,71E-06	kg
<b>SUMME</b>			1,00E+04	kJ
			1,01E+00	kg
			7,78E-01	m <sup>2</sup>

OUTPUT				Menge	Einheit	
Emissionen (L)	Staub			2,51E-06	kg	
	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak		4,50E-08	kg	
		Chlorwasserstoff		2,25E-09	kg	
		Distickstoffmonoxid		7,55E-07	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil		1,08E-02	kg
		Kohlenmonoxid		2,20E-05	kg	
		Metalle (L)	Arsen		7,28E-11	kg
			Cadmium		1,83E-10	kg
			Chrom		7,80E-11	kg
			Nickel		6,56E-09	kg
		NOx		1,08E-04	kg	
		Partikel		3,69E-06	kg	
		Schwefeldioxid		9,59E-06	kg	
		VOC (L)	Methan, fossil		1,88E-06	kg
	NMVOC (L)		Benzol		2,38E-07	kg
			NMVOC aus Dieseleemis.		6,29E-06	kg
			NMVOC, halog. (L)	PCDD, PCDF	1,97E-16	kg
NMVOC, sauerstoffh. (L)			Formaldehyd	5,81E-07	kg	

		PAK (L)	Benzo(a)pyren	2,30E-11	kg
		VOC, un spez.		3,96E-06	kg
Holz- und Zellstoffe	Holz	Stammholz (Nadel)		1,00E+00	kg
<b>SUMME</b>				1,01E+00	kg

### Modul 3. Stammholzproduktion Szenarium 2

INPUT			MENGE	Einheit
Chemische Grundstoffe	Chemische Grundstoffe, anorg.	Kohlendioxid, un spez.	1,01E+00	kg
KEA	KEA, fossil gesamt		1,43E+02	kJ
	KEA, regenerativ		9,90E+03	kJ
Mineralien	Kalk		8,47E-04	kg
Naturraum	Fläche K1 (Russland)		4,70E-02	m <sup>2</sup>
	Fläche K2 (Russland)		1,17E-01	m <sup>2</sup>
	Fläche K3 (Russland)		3,51E-01	m <sup>2</sup>
	Fläche K4 (Russland)		1,95E-01	m <sup>2</sup>
	Fläche K5 (Russland)		7,00E-02	m <sup>2</sup>
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl	3,58E-03	kg
Stoffe, diverse	Betriebsstoffe	Pestizide, un spez.	2,71E-06	kg
<b>SUMME</b>			1,00E+04	kJ
			1,01E+00	kg
			7,78E-01	m <sup>2</sup>

OUTPUT				MENGE	Einheit		
Emissionen (L)	Staub			2,51E-06	kg		
	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak			4,50E-08	kg	
		Chlorwasserstoff			2,25E-09	kg	
		Distickstoffmonoxid			7,55E-07	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil		1,08E-02	kg	
		Kohlenmonoxid			2,20E-05	kg	
		Metalle (L)	Arsen			7,28E-11	kg
			Cadmium			1,83E-10	kg
			Chrom			7,80E-11	kg
			Nickel			6,56E-09	kg
		NOx			1,08E-04	kg	
		Partikel			3,69E-06	kg	
	Schwefeldioxid			9,59E-06	kg		
	VOC (L)	Methan, fossil			1,88E-06	kg	
		NMVOC (L)	Benzol			2,38E-07	kg
			NMVOC aus Dieselemiss.			6,29E-06	kg
			NMVOC, halog. (L)	PCDD, PCDF		1,97E-16	kg
			NMVOC, sauerstoffh. (L)	Formaldehyd		5,81E-07	kg
			PAK (L)	Benzo(a)pyren		2,30E-11	kg
		VOC, un spez.			3,96E-06	kg	
Holz- und Zellstoffe		Holz	Stammholz (Nadel)		1,00E+00	kg	
<b>SUMME</b>				1,01E+00	kg		

### Modul 3. Stammholzproduktion Szenarium 3

INPUT			MENGE	Einheit
Chemische Grundstoffe	Chemische Grundstoffe, anorg.	Kohlendioxid, un spez.	1,01E+00	kg
KEA	KEA, fossil gesamt		1,43E+02	kJ
	KEA, regenerativ		9,90E+03	kJ

Mineralien	Kalk		8,47E-04	kg
Naturraum	Fläche K1 (Russland)		8,58E-02	m <sup>2</sup>
	Fläche K2 (Russland)		1,64E-01	m <sup>2</sup>
	Fläche K3 (Russland)		3,35E-01	m <sup>2</sup>
	Fläche K4 (Russland)		1,56E-01	m <sup>2</sup>
Naturraum	Fläche K5 (Russland)		3,90E-02	m <sup>2</sup>
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl	3,58E-03	kg
Stoffe, diverse	Betriebsstoffe	Pestizide, un spez.	2,71E-06	kg
<b>SUMME</b>			1,00E+04	kJ
			1,01E+00	kg
			7,78E-01	m <sup>2</sup>

OUTPUT				MENGE	Einheit		
Emissionen (L)	Staub			2,51E-06	kg		
	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak			4,50E-08	kg	
		Chlorwasserstoff			2,25E-09	kg	
		Distickstoffmonoxid			7,55E-07	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil		1,08E-02	kg	
		Kohlenmonoxid			2,20E-05	kg	
		Metalle (L)	Arsen			7,28E-11	kg
			Cadmium			1,83E-10	kg
			Chrom			7,80E-11	kg
			Nickel			6,56E-09	kg
		NOx			1,08E-04	kg	
		Partikel			3,69E-06	kg	
		Schwefeldioxid			9,59E-06	kg	
		VOC (L)	Methan, fossil			1,88E-06	kg
	NMVOC (L)		Benzol			2,38E-07	kg
			NMVOC aus Dieselemiss.			6,29E-06	kg
			NMVOC, halog. (L)	PCDD, PCDF		1,97E-16	kg
			NMVOC, sauerstoffh. (L)		Formaldehyd	5,81E-07	kg
			PAK (L)		Benzo(a)pyren	2,30E-11	kg
	VOC, un spez.			3,96E-06	kg		
Holz- und Zellstoffe	Holz	Stammholz (Nadel)		1,00E+00	kg		
<b>SUMME</b>				1,01E+00	kg		

### Modul 4. Herstellung von Alufolie Szenarien 1, 2 und 3

INPUT				Menge	Einheit	
Chemische Grundstoffe	Chemische Grundstoffe, anorg.	Chlor		2,20E-04	kg	
KEA	KEA (Kernenergie)			2,32E+03	kJ	
	KEA (Wasserkraft)			1,60E+03	kJ	
	KEA, fossil gesamt			9,18E+03	kJ	
	KEA, un spez.			9,70E-07	kJ	
Mineralien	Kalk			2,35E-03	kg	
	Natriumchlorid			1,85E-04	kg	
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdgas		1,33E-02	kg	
		Erdöl		3,75E-02	kg	
		Kohlen	Braunkohle		1,70E-05	kg
			Steinkohle		6,49E-02	kg
	Nichtenergieträger (RiL)	Mineralien (RiL)	Kalkstein	1,88E-03	kg	
Stoffe, diverse	Aluminiumbarren			1,02E+00	kg	
	Argon			3,70E-04	kg	
	Packmittel, un spez.			2,63E-01	kg	

	Walzöl	6,04E-03	kg
Wasser	Kühlwasser	7,67E+00	kg
	Wasser (Prozess)	2,62E-02	kg
<b>SUMME</b>		1,31E+04	kJ
		9,11E+00	kg

OUTPUT				Menge	Einheit	
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Aschen u. Schlacken	2,27E-04	kg	
			Filterstaub	4,38E-03	kg	
			Kugelmühlstaub	5,50E-03	kg	
				Sondermüll	1,20E-05	kg
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Aluminiumhaltige Abfälle	1,00E-02	kg	
			Aschen u. Schlacken	2,03E-03	kg	
Stahlschrott, un spez.			8,00E-05	kg		
Emissionen (L)	Staub			2,10E-04	kg	
	Verbindngen, anorg. (L)	Ammoniak		1,44E-06	kg	
		Chlorwasserstoff		1,26E-05	kg	
		Distickstoffmonoxid		3,61E-04	kg	
		Fluorwasserstoff		5,02E-06	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil	5,76E-01	kg	
		Kohlenmonoxid		2,02E-04	kg	
		Metalle (L)	Arsen	2,83E-09	kg	
			Cadmium	1,04E-09	kg	
			Chrom	3,98E-09	kg	
			Nickel	9,27E-08	kg	
	NOx		7,39E-04	kg		
	Schwefeldioxid		9,21E-04	kg		
	VOC (L)	Methan, fossil		9,87E-04	kg	
		NMVOC (L)	Benzol	1,01E-07	kg	
			NMVOC, halog. (L)	PCDD, PCDF	9,90E-15	kg
			NMVOC, un spez.		3,47E-05	kg
			PAK (L)	Benzo(a)pyren	1,38E-11	kg
		VOC (Kohlenwasserstoffe)		6,50E-05	kg	
		VOC (un spez.)		6,04E-03	kg	
Mineralien	Gips (REA)			3,37E-03	kg	
Verpackung	Aluminiumfolie			1,00E+00	kg	
Wasser	Abwasser (Kühlwasser)			6,34E+00	kg	
	Abwasser (Prozess)			5,02E-03	kg	
<b>SUMME</b>				7,96E+00	kg	

### Modul 5. Herstellung von LDPE Szenarien 1, 2 und 3

INPUT				Menge	Einheit	
KEA	KEA (Kernenergie)			1,67E+03	kJ	
	KEA (Wasserkraft)			5,40E+02	kJ	
	KEA, fossil gesamt			7,97E+04	kJ	
	KEA, un spez.			2,10E+02	kJ	
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdgas		8,50E-01	kg	
		Erdöl		8,32E-01	kg	
		Kohlen	Braunkohle	1,10E-01	kg	
			Steinkohle	1,17E-01	kg	
	Nichtenergieträger (RiL)	Metalle (RiL)		Eisen	2,00E-04	kg
		Mineralien (RiL)	Bauxit	3,00E-04	kg	
			Kalkstein	1,50E-04	kg	
			Natriumchlorid	8,00E-03	kg	

		Ton	2,00E-05	kg
Wasser	Wasser (Prozess)		2,40E+01	kg
<b>SUMME</b>			8,21E+04	kJ
			2,59E+01	kg

OUTPUT				Menge	Einheit	
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle, hausmüllähnlich	3,50E-03	kg	
			Abfälle, unspezifiziert	8,00E-04	kg	
			Abraum	2,60E-02	kg	
			Aschen u. Schlacken	9,00E-03	kg	
			Sondermüll	1,00E-04	kg	
Emissionen (L)	Staub			3,00E-03	kg	
		Verbindungen, anorg. (L)	Chlorwasserstoff		7,00E-05	kg
	Fluorwasserstoff		5,00E-06	kg		
	Kohlendioxid (L)		Kohlendioxid, fossil	1,25E+00	kg	
	Kohlenmonoxid		9,00E-04	kg		
	Metalle (L)		Blei	1,00E-07	kg	
			Cadmium	1,80E-08	kg	
			Mangan	3,50E-08	kg	
			Metalle, unspez.	5,00E-06	kg	
			Nickel	1,00E-06	kg	
			Quecksilber	3,60E-08	kg	
			Zink	4,00E-07	kg	
	NOx		1,20E-02	kg		
	Schwefeldioxid		9,00E-03	kg		
	VOC (L)		Methan, fossil		4,40E-03	kg
			NMVOC (L)	Benzol	4,00E-06	kg
		NMVOC (Kohlenwasserstoffe)		1,66E-02	kg	
		NMVOC, arom., unspez.		9,90E-06	kg	
		NMVOC, halog. (L)		Halon 1301	8,20E-08	kg
		NMVOC, halog., unspez.		2,80E-10	kg	
		PAK (L)		PAK, unspez.	1,90E-08	kg
		Emissionen (W)	Emissionen (W)	Chlorid		1,30E-04
	Feststoffe, gelöst			3,00E-04	kg	
Feststoffe, suspendiert				5,00E-04	kg	
Metalle (W)	Aluminium			1,60E-04	kg	
	Arsen			3,40E-07	kg	
	Barium			5,60E-05	kg	
	Blei			1,00E-06	kg	
	Cadmium			2,80E-08	kg	
	Chrom			1,80E-06	kg	
	Eisen			2,20E-04	kg	
	Kupfer			8,30E-07	kg	
	Metalle, unspez.			2,50E-04	kg	
	Nickel			8,50E-07	kg	
	Quecksilber			2,00E-09	kg	
Zink	1,80E-06			kg		
Phosphate (als P205)				5,00E-06	kg	
Säuren als H(+)				6,00E-05	kg	
Stickstoffverbindungen (W)	Ammonium			5,00E-06	kg	
	Nitrat			5,00E-06	kg	
	Stickstoffverb., unspez.			1,00E-05	kg	
Verbindungen, organisch (W)	Detergenzien, Öl			2,00E-04	kg	
	Kohlenwasserstoffe (W)			Kohlenwasserstoffe, arom., unspez.	1,50E-05	kg

			PAK, un spez.	2,20E-07	kg	
			Toluol	2,10E-06	kg	
			Phenole	2,40E-06	kg	
			Verbindungen, org., gelöst	2,00E-05	kg	
			Verbindungen, org., halog. (W)	Verbindungen, org., chlor., un spez.	2,30E-08	kg
			Indikatorparameter	BSB-5	2,00E-04	kg
		CSB	1,50E-03	kg		
Verpackung	Polyethylen (LDPE)			1,00E+00	kg	
Wasser	Abwasser (Prozess)			2,40E+01	kg	
<b>SUMME</b>				<b>2,63E+01</b>	<b>kg</b>	

### Modul 6. Herstellung von Rohkarton Szenarium 1

INPUT				Menge	Einheit	
Chemische Grundstoffe	Chemische Grundstoffe, anorg.	Kohlendioxid, un spez.		3,51E+00	kg	
		Natriumhydroxid		4,87E-06	kg	
		Salzsäure		2,07E-02	kg	
		Schwefelsäure		1,94E-08	kg	
KEA	KEA (Kernenergie)		6,03E+03	kJ		
	KEA (Wasserkraft)		1,96E+03	kJ		
	KEA, fossil gesamt		7,39E+03	kJ		
	KEA, un spez.		6,79E+00	kJ		
	KEA, regenerativ		3,20E+04	kJ		
Mineralien	Kalk		2,63E-03	kg		
	Kalkstein		7,18E-07	kg		
Naturraum	Fläche K2 (NORD)		1,82E-02	m <sup>2</sup>		
	Fläche K3 (NORD)		2,05E-01	m <sup>2</sup>		
	Fläche K4 (NORD)		5,93E-01	m <sup>2</sup>		
	Fläche K5 (NORD)		1,34E-01	m <sup>2</sup>		
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdgas		3,35E-02	kg	
		Erdöl		3,88E-02	kg	
		Kohlen (RiL)	Braunkohle	3,03E-04	kg	
			Steinkohle	1,52E-01	kg	
	Nichtenergieträger (RiL)	Metalle (RiL)		Eisen	1,84E-05	kg
		Mineralien (RiL)	Kalkstein	4,71E-03	kg	
			Natriumchlorid	6,85E-02	kg	
			Sand	7,99E-06	kg	
Schwefel	4,90E-03	kg				
Stoffe, diverse	Betriebsstoffe	Pestizide, un spez.		8,43E-06	kg	
	Hilfsmittel, un spez.		2,52E-02	kg		
Wasser	Kühlwasser		1,73E+01	kg		
	Wasser (Prozess)		7,84E+01	kg		
<b>SUMME</b>				<b>4,74E+04</b>	<b>kJ</b>	
				<b>9,96E+01</b>	<b>kg</b>	
				<b>9,50E-01</b>	<b>m<sup>2</sup></b>	

OUTPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle, hausmüllähnlich	3,19E-02	kg
			Abfälle, un spezifiziert	5,49E-03	kg
			Abraum	2,20E-03	kg
			Aschen u. Schlacken	6,96E-03	kg
			Sondermüll	7,16E-05	kg
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Aschen u. Schlacken	4,50E-03	kg

Emissionen (L)	Staub		1,12E-03	kg		
	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak		3,45E-06	kg	
		Chlorwasserstoff		8,38E-05	kg	
		Distickstoffmonoxid		1,15E-04	kg	
		Fluorwasserstoff		1,17E-06	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil		6,12E-01	kg
			Kohlendioxid, regenerativ		1,59E+00	kg
		Kohlenmonoxid		1,28E-03	kg	
		Metalle (L)	Arsen		6,97E-09	kg
			Blei		1,00E-07	kg
			Cadmium		3,52E-09	kg
			Chrom		8,12E-07	kg
			Kupfer		1,50E-07	kg
			Mangan		8,52E-07	kg
			Metalle, un spez.		7,99E-08	kg
			Nickel		3,86E-07	kg
	Zink		1,00E-06	kg		
	NOx		2,77E-04	kg		
	Schwefeldioxid		1,28E-03	kg		
	VOC (L)	Methan, fossil		2,21E-03	kg	
		NMVOC (L)	Benzol		4,34E-06	kg
			NMVOC aus Deselemis.		1,23E-06	kg
			NMVOC, halog.	PCDD, PCDF	1,42E-13	kg
			NMVOC, sauerstoffh. (L)	Formaldehyd	3,65E-06	kg
			NMVOC, un spez.		1,29E-04	kg
			PAK (L)	Benzo(a)pyren	2,11E-10	kg
		PAK ohne B(a)P		8,92E-13	kg	
VOC, (Kohlenwasserstoffe)		2,60E-04	kg			
VOC, un spez.		5,53E-06	kg			
Emissionen (W)		Emissionen (W)	Chlorid		1,16E-03	kg
	Feststoffe, un spez.		6,66E-03	kg		
	Metalle (W)		Metalle, un spez.		3,59E-06	kg
			Natrium		1,64E-04	kg
	Phosphorverbind. als P		2,30E-05	kg		
	Säuren als H(+)		1,40E-05	kg		
	Stickstoffverbindungen (W)		Stickstoffverbind. als N		3,06E-04	kg
	Sulfat		1,56E-04	kg		
	Indikatorparameter	AOX		2,00E-04	kg	
		BSB-5		2,49E-03	kg	
		CSB		4,00E-02	kg	
	Mineralien	Gips (REA)		7,70E-03	kg	
	Verpackung	Getränkekarton (unbeschichtet)		4,17E+00	m <sup>2</sup>	
Getränkekarton (unbeschichtet)		1,00E+00	kg			
Wasser	Abwasser (Kühlwasser)		1,40E+01	kg		
	Abwasser (Prozess)		6,66E+01	kg		
<b>SUMME</b>			<b>8,39E+01</b>	<b>kg</b>		

### Modul 6. Herstellung von Rohkarton Szenarien 2 und 3

INPUT			Menge	Einheit
Chemische Grundstoffe	Chemische Grundstoffe, anorg.	Kohlendioxid, un spez.	3,51E+00	kg
		Natriumhydroxid	4,87E-06	kg
		Salzsäure	2,07E-02	kg
		Schwefelsäure	1,94E-08	kg

KEA	KEA (Kernenergie)		6,03E+03	kJ	
	KEA (Wasserkraft)		1,96E+03	kJ	
	KEA, fossil gesamt		7,39E+03	kJ	
	KEA, unspez.		6,79E+00	kJ	
	KEA, regenerativ		3,20E+04	kJ	
Mineralien	Kalk		2,63E-03	kg	
	Kalkstein		7,18E-07	kg	
Naturraum	Fläche K1 (Russland)		1,90E-01	m <sup>2</sup>	
	Fläche K2 (Russland)		1,90E-01	m <sup>2</sup>	
	Fläche K3 (Russland)		3,80E-01	m <sup>2</sup>	
	Fläche K4 (Russland)		1,43E-01	m <sup>2</sup>	
	Fläche K5 (Russland)		4,75E-02	m <sup>2</sup>	
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdgas		3,35E-02	kg
		Erdöl		3,88E-02	kg
		Kohlen (RiL)	Braunkohle	3,03E-04	kg
			Steinkohle	1,52E-01	kg
	Nichtenergieträger (RiL)	Metalle (RiL)	Eisen	1,84E-05	kg
		Mineralien (RiL)	Kalkstein	4,71E-03	kg
			Natriumchlorid	6,85E-02	kg
			Sand	7,99E-06	kg
Schwefel	4,90E-03		kg		
Stoffe, diverse	Betriebsstoffe	Pestizide, unspez.		8,43E-06	kg
	Hilfsmittel, unspez.		2,52E-02	kg	
Wasser	Kühlwasser		5,12E+01	kg	
	Wasser (Prozess)		2,32E+02	kg	
<b>SUMME</b>			4,74E+04	kJ	
			2,87E+02	kg	
			9,50E-01	m <sup>2</sup>	

OUTPUT				Menge	Einheit	
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle, hausmüllähnlich	3,19E-02	kg	
			Abfälle, unspezifiziert	5,49E-03	kg	
			Abraum	2,20E-03	kg	
			Aschen u. Schlacken	6,96E-03	kg	
			Sondermüll	7,16E-05	kg	
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Aschen u. Schlacken	4,50E-03	kg	
Emissionen (L)	Staub			1,12E-03	kg	
	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak		3,45E-06	kg	
		Chlorwasserstoff		8,38E-05	kg	
		Distickstoffmonoxid		1,15E-04	kg	
		Fluorwasserstoff		1,17E-06	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil		6,12E-01	kg
			Kohlendioxid, regenerativ		1,59E+00	kg
		Kohlenmonoxid		1,28E-03	kg	
		Metalle (L)	Arsen		6,97E-09	kg
			Blei		1,00E-07	kg
			Cadmium		3,52E-09	kg
			Chrom		8,12E-07	kg
			Kupfer		1,50E-07	kg
			Mangan		8,52E-07	kg
			Metalle, unspez.		7,99E-08	kg
Nickel			3,86E-07	kg		

		Zink	1,00E-06	kg	
		NOx	2,77E-04	kg	
		Schwefeldioxid	1,28E-03	kg	
	VOC (L)	Methan, fossil	2,21E-03	kg	
		NMVOOC (L)			
		Benzol	4,34E-06	kg	
		NMVOOC aus Dieselemiss.	1,23E-06	kg	
		NMVOOC, halog.	PCDD, PCDF	1,42E-13	
		NMVOOC, sauerstoffh. (L)	Formaldehyd	3,65E-06	
		NMVOOC, un spez.		1,29E-04	
		PAK (L)	Benzo(a)pyren	2,11E-10	
			PAK ohne B(a)P	8,92E-13	
		VOC, (Kohlenwasserstoffe)		2,60E-04	
		VOC, un spez.		5,53E-06	
Emissionen (W)	Emissionen (W)	Chlorid	1,16E-03	kg	
		Feststoffe, un spez.	6,03E-03	kg	
		Metalle (W)	Metalle, un spez.	3,59E-06	
			Natrium	1,64E-04	
		Phosphorverbind. als P		4,35E-05	
		Säuren als H(+)		1,40E-05	
		Stickstoffverbindungen (W)	Stickstoffverbind. als N	1,62E-04	
		Sulfat		1,56E-04	
	Indikatorparameter	AOX		1,70E-03	
		BSB-5		2,49E-03	
		CSB		6,55E-02	
Mineralien	Gips (REA)		7,70E-03	kg	
Verpackung	Getränkekarton (unbeschichtet)		4,17E+00	m <sup>2</sup>	
	Getränkekarton (unbeschichtet)		1,00E+00	kg	
Wasser	Abwasser (Kühlwasser)		4,14E+01	kg	
	Abwasser (Prozess)		1,97E+02	kg	
<b>SUMME</b>				<b>2,42E+02</b>	<b>kg</b>

### Modul 7. Herstellung von Verbundkarton Szenarien 1, 2 und 3

INPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle (Gut-/Lastschrift)	Papier, Pappe	3,81E-02	kg
Chemische Grundstoffe	Chemische Grundstoffe, anorg.	Natriumhydroxid		5,28E-05	kg
KEA	KEA (Kernenergie)			1,17E+03	kJ
	KEA (Wasserkraft)			6,60E+01	kJ
	KEA, fossil gesamt			3,68E+03	kJ
	KEA, un spez.			1,09E-03	kJ
Mineralien	Kalk			2,77E-05	kg
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdgas		1,85E-02	kg
		Erdöl		1,92E-02	kg
		Kohlen (RiL)	Braunkohle	1,17E-01	kg
			Steinkohle	4,01E-02	kg
	Nichtenergieträger (RiL)	Mineralien (RiL)	Kalkstein	1,58E-03	kg
Stoffe, diverse	Betriebsstoffe	Pestizide, un spez.		8,34E-06	kg
	Druckfarbe			4,51E-03	kg
	Dünger (K)			2,23E-05	kg
	Dünger (N)			4,47E-05	kg
	Dünger (P)			2,22E-05	kg
	Hilfsmittel, un spez.			7,46E-05	kg
	Kartoffelstecklinge			2,08E-04	kg

	Lösemittel	9,56E-03	kg
	Packmittel, un spez.	3,95E-03	kg
	Sekundärrohstoff-Dünger	1,04E-02	kg
Verpackung	Aluminiumfolie	5,92E-02	kg
	Polyethylen (LDPE)	2,68E-01	kg
	Rohkarton	7,69E-01	kg
	Rohkarton	3,09E+00	m <sup>2</sup>
Wasser	Kühlwasser	7,51E+00	kg
	Wasser (Prozess)	2,74E-01	kg
<b>SUMME</b>		4,92E+03	kJ
		9,14E+00	kg
		3,09E+00	m <sup>2</sup>

OUTPUT				Menge	Einheit	
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle, hausmüllähnlich	2,83E-03	kg	
			Abfälle, unspezifiziert	5,54E-03	kg	
			Aschen u. Schlacken	7,84E-03	kg	
			Farbreste	6,85E-04	kg	
			Klärschlamm	1,19E-06	kg	
			Lösemittelreste	1,43E-04	kg	
			Sondermüll	1,02E-05	kg	
			Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle (Gut-/Lastschrift)	Aluminium	6,20E-04
			Getränk karton	6,24E-02	kg	
		Abfälle, sonstige (AzV)	Abfälle, un spez.	1,88E-03	kg	
			Aschen u. Schlacken	4,47E-03	kg	
		Abfälle, un spezifiziert		2,03E-05	kg	
	Emissionen (L)	Staub			1,60E-04	kg
Emissionen (L)	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak		6,94E-06	kg	
		Chlorwasserstoff		3,65E-05	kg	
		Distickstoffmonoxid		7,46E-06	kg	
		Fluorwasserstoff		5,04E-06	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil	3,08E-01	kg	
		Kohlenmonoxid		1,36E-04	kg	
		Metalle (L)	Arsen	6,78E-10	kg	
			Cadmium	1,62E-09	kg	
			Chrom	7,81E-10	kg	
			Nickel	7,90E-08	kg	
		NOx		8,10E-04	kg	
		Schwefeldioxid		1,03E-03	kg	
		Schwefelwasserstoff		1,22E-06	kg	
	VOC (L)	Methan, fossil		6,92E-04	kg	
		NMVOC (L)	Benzol		1,02E-06	kg
			NMVOC aus Dieselemiss.		3,96E-05	kg
			NMVOC, halog. (L)	PCDD, PCDF	1,06E-14	kg
			NMVOC, sauerstoffh. (L)	Ethanol	9,54E-04	kg
				Formaldehyd	3,70E-06	kg
			NMVOC, un spez.		9,13E-06	kg
			NMVOC, un spez. (Transport)		4,61E-07	kg
		PAK (L)	Benzo(a)pyren	1,16E-10	kg	
			PAK ohne B(a)P	1,93E-09	kg	
PAK, un spez.	1,05E-10		kg			
TOC		1,69E-05	kg			
VOC, un spez.		6,18E-07	kg			
Emissionen (W)	Emissionen (W)	Chlorid		7,99E-06	kg	
		Feststoffe, ungelöst		5,53E-06	kg	

		Kohlenstoff, organisch	5,87E-07	kg
		Phosphat	1,32E-09	kg
		Phosphorverbind. als P	5,77E-08	kg
		Salze, anorg.	1,49E-11	kg
		Stickstoffverbindungen (W)		
		Nitrat	5,36E-05	kg
		Stickstoffverbind. als N	1,84E-07	kg
		Sulfat	1,51E-05	kg
	Indikatorparameter	AOX	2,97E-15	kg
		BSB-5	5,47E-06	kg
		CSB	3,28E-05	kg
Mineralien	Gips (REA)		2,86E-03	kg
Stoffe, diverse	Eiweiss		6,92E-05	kg
Verpackung	Getränkekarton		1,00E+00	kg
	Wellkarton		2,93E-02	kg
Wasser	Abwasser (Kühlwasser)		7,18E+00	kg
Wasser	Abwasser (Prozess)		2,06E-01	kg
	Wasserdampf		4,85E-04	kg
<b>SUMME</b>			<b>8,82E+00</b>	<b>kg</b>

### Modul 8. Herstellung von Wellpappe Szenarium 1

INPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle (Gut-/Lastschrift)	Papier, Pappe	1,30E+00	kg
Chemische Grundstoffe	Chemische Grundstoffe, anorg.	Natriumhydroxid		1,80E-03	kg
KEA	KEA (Kernenergie)			1,57E+03	kJ
	KEA (Wasserkraft)			9,35E+01	kJ
	KEA, fossil gesamt			1,01E+04	kJ
	KEA, un spez.			1,42E-02	kJ
Mineralien	Kalk			9,43E-04	kg
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdgas		1,40E-01	kg
		Erdöl		3,93E-02	kg
		Kohlen	Braunkohle	1,53E-01	kg
			Steinkohle	5,26E-02	kg
	Nichtenergeträger (RiL)	Mineralien (RiL)	Kalkstein	2,09E-03	kg
Stoffe, diverse	Betriebsstoffe		Pestizide, unsrez.	2,84E-04	kg
	Hilfsmittel, un spez.			2,54E-03	kg
	Kartofelstecklinge			7,08E-03	kg
	Sekundärrohstoff-Dünger			3,54E-01	kg
Wasser	Kühlwasser			9,86E+00	kg
	Wasser (Prozess)			8,82E+00	kg
<b>SUMME</b>				<b>1,18E+04</b>	<b>kJ</b>
				<b>2,07E+01</b>	<b>kg</b>

OUTPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle, hausmüllähnlich	9,66E-02	kg
			Abfälle, un spez.	1,89E-01	kg
			Aschen u. Schlacken	1,02E-02	kg
			Klärschlamm	1,54E-06	kg
			Sondermüll	1,56E-05	kg
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Abfälle, un spez.	6,41E-02	kg
			Aschen u. Schlacken	6,01E-03	kg
Abfälle, un spez.			2,62E-05	kg	
Emissionen (L)	Staub			2,23E-04	kg
	Verbindngen, anorg. (L)	Ammoniak		1,87E-04	kg

		Chlorwasserstoff		4,74E-05	kg	
		Distickstoffmonoxid		3,52E-05	kg	
		Fluorwasserstoff		6,52E-06	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil	7,03E-01	kg	
		Kohlenmonoxid		3,16E-04	kg	
		Metalle (L)	Arsen	1,05E-08	kg	
			Cadmium	2,34E-08	kg	
			Chrom	1,36E-08	kg	
			Nickel	8,55E-07	kg	
		NOx		1,11E-03	kg	
		Schwefeldioxid		1,64E-03	kg	
		Schwefelwasserstoff		4,18E-05	kg	
	VOC (L)	Methan, fossil		1,58E-03	kg	
		NMVOC (L)	Benzol		1,22E-06	kg
			NMVOC aus Dieselemis.		1,23E-05	kg
				NMVOC, halog. (L)	PCDD, PCDF	1,40E-14
			NMVOC, sauerstoffh. (L)	Formaldehyd	2,59E-06	kg
			NMVOC, un spez.		4,81E-05	kg
			NMVOC, un spez. (Transport)		1,57E-05	kg
			PAK (L)	Benzo(a)pyren		1,21E-10
		PAK ohne B(a)P			2,49E-09	kg
		PAK, un spez.			1,36E-10	kg
			VOC (un spez.)		2,10E-05	kg
Emissionen (W)		Emissionen (W)	Chlorid		2,72E-05	kg
			Feststoffe, ungelöst		1,88E-04	kg
	Kohlenstoff, organisch			2,00E-05	kg	
	Phosphat			4,50E-08	kg	
	Phosphorverbind. als P			1,97E-06	kg	
	Salze, anorg.			1,92E-11	kg	
	Stickstoffverbindungen (W)		Nitrat		1,83E-03	kg
			Stickstoffverbind. als N		6,26E-06	kg
	Sulfat			5,15E-04	kg	
	Indikatorparameter		AOX		3,85E-15	kg
		BSB-5		1,86E-04	kg	
CSB			1,12E-03	kg		
Mineralien	Gips (REA)		3,78E-03	kg		
Stoffe, diverse	Eiweiss		2,36E-03	kg		
Verpackung	Kasten/Tray		1,00E+00	kg		
Wasser	Abwasser (Kühlwasser)		9,39E+00	kg		
	Abwasser (Prozess)		6,92E+00	kg		
<b>SUMME</b>				<b>1,84E+01</b>	<b>kg</b>	

### Modul 8. Herstellung von Wellpappe Szenarien 2 und 3

INPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle (Gut-/Lastschrift)	Papier, Pappe	2,60E-01	kg
Chemische Grundstoffe	Chemische Grundstoffe, anorg.	Natriumhydroxid		3,60E-03	kg
KEA	KEA, un spez.			1,74E+04	kJ
Mineralien	Kalk			1,41E-03	kg
Naturraum	Fläche K1 (Russland)			2,19E-01	m <sup>2</sup>
	Fläche K2 (Russland)			2,88E-01	m <sup>2</sup>
	Fläche K3 (Russland)			5,75E-01	m <sup>2</sup>
	Fläche K4 (Russland)			2,19E-01	m <sup>2</sup>
	Fläche K5 (Russland)			6,85E-02	m <sup>2</sup>

Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl-Äquivalent	4,35E-01	kg
	Nichtenergieträger (RiL)	Mineralien (RiL)	Kalkstein	4,18E-03
Stoffe, diverse	Betriebsstoffe	Pestizide, unsrez.	5,68E-04	kg
	Hilfsmittel, unspez.		5,08E-03	kg
	Kartofelstecklinge		1,42E-02	kg
	Sekundärrohstoff-Dünger		7,08E-01	kg
Wasser	Kühlwasser		1,32E+01	kg
	Wasser (Prozess)		1,18E+01	kg
<b>SUMME</b>			1,74E+04	KJ
			2,65E+01	kg
			1,37E+00	m <sup>3</sup>

OUTPUT				Menge	Einheit		
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle, hausmüllähnlich	1,93E-01	kg		
			Abfälle, unspez.	3,78E-01	kg		
			Aschen u. Schlacken	1,53E-02	kg		
			Klärschlamm	2,31E-06	kg		
			Sondermüll	3,12E-05	kg		
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Abfälle, unspez.	1,28E-01	kg		
			Aschen u. Schlacken	9,02E-03	kg		
	Abfälle, unspez.			5,24E-05	kg		
	Emissionen (L)	Staub			4,46E-04	kg	
Verbindungen, anorg. (L)		Ammoniak			3,74E-04	kg	
		Chlorwasserstoff			9,48E-05	kg	
		Distickstoffmonoxid			7,04E-05	kg	
		Fluorwasserstoff			1,30E-05	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil		1,41E+00	kg	
		Kohlenmonoxid			6,32E-04	kg	
		Metalle (L)	Arsen		2,10E-08	kg	
			Cadmium		4,68E-08	kg	
			Chrom		2,72E-08	kg	
			Nickel		1,71E-06	kg	
		NOx			2,22E-03	kg	
		Schwefeldioxid			3,28E-03	kg	
		Schwefelwasserstoff			8,36E-05	kg	
VOC (L)		Methan, fossil			3,16E-03	kg	
		NMVOC (L)	Benzol			2,44E-06	kg
			NMVOC aus Dieselemiss.			2,46E-05	kg
			NMVOC, halog. (L)	PCDD, PCDF		2,80E-14	kg
			NMVOC, sauerstoffh. (L)	Formaldehyd		5,18E-06	kg
			NMVOC, unspez.			9,62E-05	kg
			NMVOC, unspez. (Transport)			3,14E-05	kg
			PAK (L)	Benzo(a)pyren		2,42E-10	kg
				PAK ohne B(a)P		4,98E-09	kg
				PAK, unspez.		2,72E-10	kg
			VOC (unspez.)			4,20E-05	kg
		Emissionen (W)	Emissionen (W)				
			Chlorid			3,48E-05	kg
	Feststoffe, ungelöst			2,41E-04	kg		
Kohlenstoff, organisch				2,56E-05	kg		
Phosphat				5,76E-08	kg		
Phosphorverbind. als P				2,52E-06	kg		
Salze, anorg.				2,46E-11	kg		
Stickstoffverbindungen (W)	Nitrat			2,34E-03	kg		
	Stickstoffverbind. als N			8,01E-06	kg		
Sulfat				6,59E-04	kg		

	Indikatorparameter	AOX	4,93E-15	kg
		BSB-5	2,38E-04	kg
		CSB	1,43E-03	kg
Mineralien	Gips (REA)		5,67E-03	kg
Stoffe, diverse	Eiweiss		3,54E-03	kg
Verpackung	Kasten/Tray		1,00E+00	kg
Wasser	Abwasser (Kühlwasser)		1,26E+01	kg
	Abwasser (Prozess)		9,27E+00	kg
<b>SUMME</b>			<b>2,50E+01</b>	<b>kg</b>

### Modul 9. Sägewerk Szenarien 1, 2 und 3

INPUT				Menge	Einheit
Holz- und Zellstoffe	Holz	Stammholz (Nadel)		1,00E+00	kg
KEA	KEA (Kernenergie)			1,32E+02	kJ
	KEA (Wasserkraft)			7,44E+00	kJ
	KEA, fossil gesamt			6,29E+02	kJ
	KEA, unspez.			7,93E-05	kJ
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdgas		7,44E-04	kg
		Erdöl		8,86E-03	kg
		Kohlen	Braunkohle	1,33E-02	kg
			Steinkohle	4,53E-03	kg
	Nichtenergieträger (RiL)	Mineralien (RiL)	Kalkstein	1,79E-04	kg
Wasser	Kühlwasser			8,48E-01	kg
	Wasser (Prozess)			1,83E-03	kg
<b>SUMME</b>				<b>7,68E+02</b>	<b>kJ</b>
				<b>1,88E+00</b>	<b>kg</b>

OUTPUT				Menge	Einheit	
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Aschen u. Schlacken	8,86E-04	kg	
			Klärschlamm	1,34E-07	kg	
			Sondermüll	1,15E-06	kg	
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Aschen u. Schlacken	5,05E-04	kg	
	Abfälle, unspez.			2,29E-06	kg	
Emissionen (L)	Staub			2,87E-05	kg	
	Verbindngen, anorg. (L)	Ammoniak		2,69E-07	kg	
		Chlorwasserstoff		4,13E-06	kg	
		Distickstoffmonoxid		2,39E-06	kg	
		Fluorwasserstoff		5,69E-07	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil	5,14E-02	kg	
		Kohlenmonoxid		6,40E-05	kg	
		Metalle (L)	Arsen		3,03E-10	kg
			Cadmium		5,00E-10	kg
			Chrom		3,98E-10	kg
			Nickel		1,85E-08	kg
	NOx			2,48E-04	kg	
	Schwefeldioxid			1,34E-04	kg	
	VOC (L)	Methan, fossil		7,53E-05	kg	
		NMVOC (L)	Benzol		5,17E-07	kg
NMVOC aus Deselemis.			2,03E-05	kg		
NMVOC, halog. (L)			PCDD, PCDF	1,54E-15	kg	
NMVOC, sauerstoffh. (L)			Formaldehyd	1,88E-06	kg	
NMVOC, unspez.			1,52E-06	kg		

			PAK (L)	Benzo(a)pyren	5,39E-11	kg
				PAK ohne B(a)P	2,18E-10	kg
				PAK, un spez.	1,19E-11	kg
		VOC (un spez.)			3,98E-11	kg
Emissionen (W)	Emissionen (W)	Salze, anorg.			1,68E-12	kg
		Stickstoffverbindungen (W)	Stickstoffverbind. als N		3,03E-13	kg
	Indikatorparameter	AOX			3,36E-16	kg
		BSB-5			6,72E-15	kg
CSB			2,22E-13	kg		
Mineralien	Gips (REA)			3,23E-04	kg	
Verpackung	Holzpalette			1,00E+00	kg	
Wasser	Abwasser (Kühlwasser)			8,11E-01	kg	
	Abwasser (Prozess)			4,09E-04	kg	
<b>SUMME</b>					<b>1,87E+00</b>	<b>kg</b>

### Modul 10. Abfüllung Szenarien 1, 2 und 3

INPUT			Menge	Einheit
Energieträger, sekundär	Druckluft (6-8 bar)		1,08E+02	m <sup>3</sup>
	Energie, elektrisch		3,41E+05	kJ
	Energie, termisch (Sattdampf)		1,25E-02	kJ
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl-Äquivalent	8,52E+00	kg
Stoffe, diverse	Betriebsstoffe, sonstige	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	4,30E+00	kg
		Bandschmiermittel	2,26E+00	kg
		Schmierstoff NLGi 2	4,71E-02	kg
Verpackung	Getränkarton, neu hergestellt		2,93E+01	kg
	Holzpalette, neu hergestellt		5,09E-01	kg
	Holzpalette, Rücklauf		2,55E+01	kg
	Kasten/Tray, neu hergestellt		6,48E+00	kg
Wasser	Wasser (Prozess)		1,25E+03	kg
<b>SUMME</b>			<b>1,33E+03</b>	<b>kg</b>
			<b>3,41E+05</b>	<b>kJ</b>

OUTPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Verpackungsabfälle (AzB)	Holzpalette	3,00E-02	kg
		Sondermüll		1,70E+00	kg
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Verpackungsabfälle (AzV)	Holzpalette	4,80E-01	kg
Emissionen (W)	Emissionen (W)	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>		4,30E+00	kg
		Schmierstoff NLGi 2		4,71E-02	kg
		Verbindungen, organisch (W)	Bandschmiermittel	2,26E+00	kg
Verpackung	Getränkeverpackungen, un spez.			6,12E+01	kg
Wasser	Abwasser (Prozess)			1,25E+03	kg
<b>SUMME</b>				<b>1,32E+03</b>	<b>kg</b>

### Modul 12. Wertstoffsartierung Szenarium 1

INPUT			Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Verpackungsabfälle (AzV)	1,00E+00	kg
Energie- und Energieträger, sekundär	Energie, un spez.		9,56E+01	kJ
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl-Äquivalent	2,39E-03	kg
<b>SUMME</b>			<b>9,56E+00</b>	<b>kJ</b>
			<b>1,00E+00</b>	<b>kg</b>

OUTPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Verpackungsabfälle (AzB)	Aluminium	3,50E-01	kg
			PE	3,00E-01	kg
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle (Gut-/Lastschrift)	Aluminium	3,50E-01	kg
	Abfälle, un spezifiziert			2,22E-06	kg
<b>SUMME</b>				1,00E+00	kg

### Modul 13. Sortierung von Altpapier Szenarium 1

INPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle (Gut-/Lastschrift)	Papier, Pappe	1,00E+00	kg
Energie- und Energieträger, sekundär	Energie, elektrisch			1,65E+01	kJ
	Energie, mechanisch			1,21E+01	kJ
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl-Äquivalent		7,15E-04	kg
<b>SUMME</b>				2,86E+01	kJ
				1,00E+00	kg

OUTPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle, un spezifiziert	1,45E-01	kg
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Verpackungsabfälle (AzV)	Altpapier, sortiert	8,55E-01	kg
<b>SUMME</b>				1,00E+00	kg

### Modul 14. Erfassung von Altpapier Szenarium 2

INPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle (Gut-/Lastschrift)	Papier, Pappe	1,00E+00	kg
Energie- und Energieträger, sekundär	Energie, un spez.			7,50E+00	kJ
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl-Äquivalent		1,88E-04	kg
<b>SUMME</b>				7,50E+00	kJ
				1,00E+00	kg

OUTPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Verpackungsabfälle (AzV)	Altpapier, sortiert	1,00E+00	kg
<b>SUMME</b>				1,00E+00	kg

### Modul 15. Hausmülldeponie Szenarium 1

INPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Verpackungsabfälle (AzB)		1,00E+00	kg
Chemische Grundstoffe	Chemische Grundstoffe, anorg.	Schwefelsäure		7,13E-07	kg
Energie- und Energieträger, sekundär	Koks (HOK)			2,08E-10	kg
KEA	KEA (Kernenergie)			9,06E+01	kJ
	KEA (Wasserkraft)			5,09E+00	kJ
	KEA, fossil gesamt			2,30E+02	kJ
	KEA, un spez.			5,43E-05	kJ
Mineralien	Calciumhydroxid			1,13E-09	kg
Naturraum	Fläche K7 (BRD)			5,00E-05	m <sup>2</sup>
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdgas		4,67E-04	kg
		Erdöl		1,09E-03	kg
		Kohlen (RiL)	Braunkohle	9,08E-03	kg
			Steinkohle	3,10E-03	kg

	Nichtenergieträger (RiL)	Mineralien (RiL)	Kalkstein	1,23E-04	kg
Stoffe, diverse	Aktivkohle			1,16E-06	kg
	Ammoniumhydroxid			8,30E-11	kg
	C-Donator			1,01E-05	kg
	Eisen (III)-chlorid			1,45E-06	kg
	Fällungsmittel			9,34E-12	kg
	Hilfsstoffe, un spez.			3,41E-05	kg
	Kalkmilch			1,16E-05	kg
	Natronlauge			2,15E-05	kg
	P-Donator			4,34E-07	kg
	Reinigungschemikalien			5,63E-06	kg
Wasser	Kühlwasser			5,81E-01	kg
	Wasser (Prozess)			1,25E-03	kg
<b>SUMME</b>				3,26E+02	kJ
				1,60E+00	kg

OUTPUT					Menge	Einheit		
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle (RGR)		2,94E-10	kg		
			Aschen u. Schlacken		6,07E-04	kg		
			Klärschlamm		9,21E-08	kg		
			Sondermüll		7,88E-07	kg		
			Untertagedeponiegut		1,43E-04	kg		
		Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Aschen u. Schlacken		3,46E-04	kg	
	Abfälle, un spezifiziert				1,57E-06	kg		
Deponievolumen					1,00E-03	m <sup>3</sup>		
Emissionen (L)	Deponiegas, diffus.					9,38E-02	m <sup>3</sup>	
	Staub					3,29E-08	kg	
	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak					1,77E-07	kg
		Chlorwasserstoff					2,87E-07	kg
		Distickstoffmonoxid					2,74E-07	kg
		Fluorwasserstoff					5,33E-08	kg
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, regenerativ				1,37E-01	kg
		Kohlenmonoxid					1,94E-05	kg
		NOx					1,48E-05	kg
		Schwefeldioxid					4,29E-06	kg
		Schwefelwasserstoff					6,39E-07	kg
	VOC (L)	Methan, regenerativ					6,08E-02	kg
		NMVOC (L)	Benzol				2,71E-07	kg
			NMVOC, halog. (L)	Chlorbenzole		9,38E-09	kg	
				PCB		1,50E-07	kg	
PCDD, PCDF				7,54E-13	kg			
Benzo(a)pyren		5,63E-14	kg					
TOC					1,12E-05	kg		
Emissionen (W)	Emissionen (W)							
	Chlorid					1,91E-04	kg	
	Fluoride, gesamt					1,07E-07	kg	
	Metalle (W)	Arsen					5,81E-09	kg
		Blei					8,51E-09	kg
		Cadmium					2,70E-10	kg
		Calcium					1,76E-05	kg
		Chrom					1,03E-08	kg
		Eisen					2,12E-07	kg
		Kalium					4,95E-05	kg
		Kupfer					1,15E-08	kg
Magnesium					3,96E-05	kg		
Natrium					1,18E-04	kg		

			Nickel	2,24E-08	kg
			Quecksilber	2,70E-10	kg
			Zink	8,74E-09	kg
			Zinn	8,10E-08	kg
			Phosphorverbind. als P	1,40E-06	kg
		Stickstoffverbindungen (W)	Ammonium	5,59E-05	kg
			Nitrat	7,93E-07	kg
			Stickstoffverbind. als N	2,97E-04	kg
			Sulfat	3,85E-05	kg
			Sulfit	5,40E-07	kg
		Verbindungen, organisch (W)	Benzol	2,70E-10	kg
			Kohlenwasserstoffe (W)	Benzo(a)pyren	5,40E-13
	Indikatorparameter	AOX		2,81E-07	kg
		BSB-5		1,66E-05	kg
		CSB		1,50E-04	kg
	Sickerwasser, diffus			6,48E-02	l
Emissionen (W)	Sickerwasser, gefasst			6,21E-03	l
Energie, sekundär	Energie, elektrisch			5,74E+02	kJ
	Energie, termisch			1,73E+02	kJ
Mineralien	Gips (REA)			2,22E-04	kg
Wasser	Abwasser (Kühlwasser)			5,56E-01	kg
	Abwasser (Prozess)			8,66E-03	kg
	Wasserdampf			3,61E-07	kg
<b>SUMME</b>				7,47E+02	kJ
				7,65E-01	kg

### Modul 15. Hausmülldeponie Szenarium 2

INPUT			Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Verpackungsabfälle (AzB)	1,00E+00	kg
Energie- und Energieträger, sekundär	Diesel		4,90E-04	kg
	Energie, elektrisch		8,42E+00	kJ
	Energie, termisch		1,58E+01	kJ
Naturraum	Fläche K7 (Russland)		1,10E-04	m <sup>2</sup>
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl-Äquivalent	6,05E-04	kg
Stoffe, diverse	Hilfsstoffe, un spez.		1,80E-05	kg
<b>SUMME</b>			2,42E+01	kJ
			1,00E+00	kg

OUTPUT				Menge	Einheit	
Deponievolumen				1,00E-03	m <sup>3</sup>	
Emissionen (L)	Deponiegas, diffus.				1,77E-01	m <sup>3</sup>
	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak			3,19E-07	kg
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, regenerativ		1,56E-01	kg
		Schwefelwasserstoff			1,15E-06	kg
	VOC (L)	Methan, regenerativ			6,99E-02	kg
		NMVOC (L)	Benzol		4,87E-07	kg
			NMVOC, halog. (L)	Chlorbenzole	1,77E-08	kg
				PCB	2,83E-07	kg
Emissionen (W)	Emissionen (W)	Chlorid			5,52E-04	kg
		Fluoride, gesamt			1,49E-07	kg
		Metalle (W)	Arsen		8,13E-09	kg
			Blei		1,19E-08	kg
		Cadmium		3,78E-10	kg	

			Calcium	5,78E-05	kg	
			Chrom	1,44E-08	kg	
			Eisen	1,10E-06	kg	
			Kalium	8,73E-05	kg	
			Kupfer	1,89E-08	kg	
			Magnesium	6,80E-05	kg	
			Natrium	1,79E-04	kg	
			Nickel	3,16E-08	kg	
			Quecksilber	3,78E-10	kg	
			Zink	4,08E-08	kg	
			Zinn	1,13E-07	kg	
			Phosphorverbind. als P	1,97E-06	kg	
		Stickstoffverbindungen (W)	Ammonium	1,91E-04	kg	
			Nitrat	1,13E-06	kg	
			Stickstoffverbind. als N	4,16E-04	kg	
			Sulfat	5,41E-05	kg	
			Sulfit	7,56E-07	kg	
		Verbindungen, organisch (W)	Benzol	3,78E-10	kg	
			Kohlenwasserstoffe (W)	Benzo(a)pyren	7,56E-13	kg
	Indikatorparameter	AOX		7,56E-07	kg	
		BSB-5		7,75E-05	kg	
		CSB		7,03E-04	kg	
	Sickerwasser, diffus			3,78E-01	l	
<b>SUMME</b>					2,28E-01	kg

### Modul 15. Hausmülldeponie Szenarium 3

INPUT			Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Verpackungsabfälle (AzB)	1,00E+00	kg
Energie- und Energieträger, sekundär	Diesel		4,90E-04	kg
	Energie, elektrisch		8,42E+00	kJ
	Energie, termisch		1,58E+01	kJ
Naturraum	Fläche K7 (Russland)		1,80E-04	m <sup>2</sup>
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl-Äquivalent	6,05E-04	kg
Stoffe, diverse	Hilfsstoffe, un spez.		1,80E-05	kg
<b>SUMME</b>			2,42E+01	kJ
			1,00E+00	kg

OUTPUT				Menge	Einheit	
Deponievolumen				1,00E-03	m <sup>3</sup>	
Emissionen (L)	Deponiegas, diffus.			1,77E-01	m <sup>3</sup>	
	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak		3,19E-07	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, regenerativ	1,56E-01	kg	
		Schwefelwasserstoff		1,15E-06	kg	
	VOC (L)	Methan, regenerativ		6,99E-02	kg	
		NMVOC (L)	Benzol		4,87E-07	kg
			NMVOC, halog. (L)	Chlorbenzole	1,77E-08	kg
PCB				2,83E-07	kg	
Emissionen (W)	Emissionen (W)	Chlorid		5,69E-04	kg	
		Fluoride, gesamt		1,54E-07	kg	
		Metalle (W)	Arsen	8,39E-09	kg	
			Blei	1,23E-08	kg	
			Cadmium	3,90E-10	kg	
Calcium	5,97E-05		kg			

			Chrom	1,48E-08	kg
			Eisen	1,13E-06	kg
			Kalium	9,01E-05	kg
			Kupfer	1,95E-08	kg
			Magnesium	7,02E-05	kg
			Natrium	1,84E-04	kg
			Nickel	3,26E-08	kg
			Quecksilber	3,90E-10	kg
			Zink	4,21E-08	kg
			Zinn	1,17E-07	kg
			Phosphorverbind. als P	2,03E-06	kg
		Stickstoffverbindungen (W)	Ammonium	1,97E-04	kg
			Nitrat	1,17E-06	kg
			Stickstoffverbind. als N	4,29E-04	kg
			Sulfat	5,58E-05	kg
			Sulfit	7,80E-07	kg
		Verbindungen, organisch (W)	Benzol	3,90E-10	kg
			Kohlenwasserstoffe (W)	Benzo(a)pyren	7,80E-13
	Indikatorparameter	AOX		7,80E-07	kg
		BSB-5		8,00E-05	kg
		CSB		7,25E-04	kg
	Sickerwasser, diffus			3,90E-01	l
<b>SUMME</b>				<b>2,28E-01</b>	<b>kg</b>

### Modul 16. Schlackendeponie Szenarium 1

INPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Aschen u. Schlacken		1,00E+00	kg
KEA	KEA (Kernenergie)			7,79E+00	kJ
	KEA (Wasserkraft)			4,38E-01	kJ
	KEA, fossil gesamt			4,40E+01	kJ
	KEA, un spez.			4,68E-06	kJ
Naturraum	Fläche K7 (BRD)		3,33E-05	m <sup>2</sup>	
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdgas		4,02E-05	kg
		Erdöl		7,00E-04	kg
		Kohlen (RiL)	Braunkohle	7,81E-04	kg
			Steinkohle	2,67E-04	kg
	Nichtenergieträger (RiL)	Mineralien (RiL)	Kalkstein	1,05E-05	kg
Wasser	Kühlwasser		5,00E-02	kg	
	Wasser (Prozess)		1,08E-04	kg	
<b>SUMME</b>				<b>5,22E+01</b>	<b>kJ</b>
				<b>1,05E+00</b>	<b>kg</b>

OUTPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Aschen u. Schlacken	5,22E-05	kg
			Klärschlamm	7,93E-09	kg
			Sondermüll	6,78E-08	kg
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Aschen u. Schlacken	2,98E-05	kg
	Abfälle, un spezifiziert			1,35E-07	kg
Deponievolumen				6,67E-04	m <sup>3</sup>
Emissionen (W)	Emissionen (W)	Chlorid		5,06E-06	kg
		Fluoride, gesamt		2,64E-08	kg
		Metalle (W)	Arsen	2,00E-10	kg
			Blei	8,01E-09	kg

			Cadmium	1,60E-10	kg	
			Calcium	1,84E-05	kg	
			Chrom	1,28E-09	kg	
			Eisen	4,36E-10	kg	
			Kalium	6,88E-04	kg	
			Kupfer	4,10E-09	kg	
			Magnesium	1,41E-06	kg	
			Natrium	5,42E-04	kg	
			Nickel	1,44E-10	kg	
			Quecksilber	8,00E-11	kg	
			Zink	6,62E-09	kg	
			Zinn	2,24E-09	kg	
		Stickstoffverbindungen (W)	Ammonium	1,60E-08	kg	
			Nitrat	3,60E-08	kg	
			Nitrit	8,00E-09	kg	
		Sulfat		1,39E-05	kg	
		Verbindungen, organisch (W)	Kohlenwasserstoffe (W)	Benzo(a)pyren	1,60E-11	kg
			Phenole		2,00E-07	kg
			TOC		1,39E-06	kg
			Verbindungen, org., halog. (W)	PCDD, PCDF	2,89E-13	kg
	Indikatorparameter	AOX		8,52E-10	kg	
		CSB		2,85E-07	kg	
	Sickerwasser, diffus			8,00E-03	l	
	Sickerwasser, gefasst			7,20E-02	l	
Mineralien	Gips (REA)			1,91E-05	kg	
Wasser	Abwasser (Kühlwasser)			4,78E-02	kg	
	Abwasser (Prozess)			2,41E-05	kg	
<b>SUMME</b>				4,92E-02	kg	

### Modul 16. Schlackendeponie Szenarium 2

INPUT			Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Aschen u. Schlacken	1,00E+00	kg
Energie- und Energieträger, sekundär	Diesel		4,90E-04	kg
	Energie, elektrisch		8,42E+00	kJ
	Energie, termisch		1,58E+01	kJ
Naturraum	Fläche K7 (Russland)		1,00E-04	m <sup>2</sup>
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl-Äquivalent	6,05E-04	kg
Stoffe, diverse	Hilfsstoffe, unspez.		1,80E-05	kg
<b>SUMME</b>			2,42E+01	kJ
			1,00E+00	kg

OUTPUT			Menge	Einheit	
Deponievolumen			6,67E-04	m <sup>3</sup>	
Emissionen (W)	Emissionen (W)	Chlorid	3,14E-05	kg	
		Fluoride, gesamt	6,07E-08	kg	
		Metalle (W)	Arsen	4,60E-10	kg
			Blei	1,86E-08	kg
			Cadmium	3,68E-10	kg
			Calcium	1,42E-04	kg
			Chrom	2,94E-09	kg
			Eisen	9,19E-09	kg
			Kalium	2,11E-03	kg
			Kupfer	1,14E-08	kg

			Magnesium	4,19E-06	kg
			Natrium	1,37E-03	kg
			Nickel	1,65E-09	kg
			Quecksilber	1,84E-10	kg
			Zink	2,30E-08	kg
			Zinn	5,15E-09	kg
		Stickstoffverbindungen (W)	Ammonium	1,31E-07	kg
			Nitrat	8,27E-08	kg
			Nitrit	1,84E-08	kg
		Sulfat		3,20E-05	kg
		Verbindungen, organisch (W)	Kohlenwasserstoffe (W)	Benzo(a)pyren	3,68E-11
			Phenole		4,60E-07
			TOC		3,19E-06
			Verbindungen, org., halog. (W)	PCDD, PCDF	3,31E-14
	Indikatorparameter	AOX		4,69E-09	kg
		CSB		4,52E-06	kg
		Sickerwasser, diffus		1,84E-01	l
<b>SUMME</b>				<b>3,70E-03</b>	<b>kg</b>

### Modul 16. Schlackendeponie Szenarium 3

INPUT			Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Aschen u. Schlacken	1,00E+00	kg
Energie- und Energieträger, sekundär	Diesel		4,90E-04	kg
	Energie, elektrisch		8,42E+00	kJ
Energie- und Energieträger, sekundär	Energie, termisch		1,58E+01	kJ
Naturraum	Fläche K7 (Russland)		1,00E-04	m <sup>2</sup>
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl-Äquivalent	6,05E-04	kg
Stoffe, diverse	Hilfsstoffe, un spez.		1,80E-05	kg
<b>SUMME</b>			<b>2,42E+01</b>	<b>kJ</b>
			<b>1,00E+00</b>	<b>kg</b>

OUTPUT			Menge	Einheit	
Deponievolumen			6,67E-04	m <sup>3</sup>	
Emissionen (W)	Emissionen (W)	Chlorid	2,35E-05	kg	
		Fluoride, gesamt	4,54E-08	kg	
		Metalle (W)	Arsen	3,44E-10	kg
			Blei	1,39E-08	kg
			Cadmium	2,75E-10	kg
			Calcium	1,07E-04	kg
			Chrom	2,20E-09	kg
			Eisen	6,88E-09	kg
			Kalium	1,58E-03	kg
			Kupfer	8,53E-09	kg
			Magnesium	3,14E-06	kg
			Natrium	1,03E-03	kg
			Nickel	1,24E-09	kg
			Quecksilber	1,38E-10	kg
			Zink	1,72E-08	kg
		Zinn	3,85E-09	kg	
		Stickstoffverbindungen (W)	Ammonium	9,84E-08	kg
			Nitrat	6,19E-08	kg
			Nitrit	1,38E-08	kg
			Sulfat	2,39E-05	kg

	Verbindungen, organisch (W)	Kohlenwasserstoffe (W)	Benzo(a)pyren	2,75E-11	kg	
		Phenole		3,44E-07	kg	
		TOC		2,39E-06	kg	
		Verbindungen, org., halog. (W)	PCDD, PCDF	2,48E-14	kg	
	Indikatorparameter	AOX			3,51E-09	kg
		CSB			3,38E-06	kg
	Sickerwasser, diffus			1,38E-01	l	
<b>SUMME</b>				<b>2,77E-03</b>	<b>kg</b>	

### Modul 17. Müllverbrennungsanlage Szenarium 1

INPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle, hausmüllähnlich	1,00E+00	kg
Energie- und Energieträger, sekundär	Koks (HOK)			2,24E-03	kg
KEA	KEA, fossil gesamt			9,29E+01	kJ
Mineralien	Calciumhydroxid			1,65E-02	kg
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl		2,32E-03	kg
Stoffe, diverse	Betriebsstoffe	Ammoniumhydroxid		8,97E-04	kg
Wasser	Wasser (Prozess)			1,40E+00	kg
<b>SUMME</b>				<b>9,29E+01</b>	<b>kJ</b>
				<b>2,42E+00</b>	<b>kg</b>

OUTPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle (RGR)	1,63E-02	kg
			Aschen u. Schlacken	1,80E-02	kg
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Aschen u. Schlacken	2,82E-01	kg
			Stahlschrott, un spez.	3,00E-02	kg
Emissionen (L)	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak		1,12E-05	kg
		Chlorwasserstoff		1,14E-05	kg
		Fluorwasserstoff		5,00E-07	kg
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, regenerativ	3,95E-01	kg
		Kohlenmonoxid		8,40E-05	kg
		Metalle (L)	Arsen	6,80E-09	kg
			Blei	9,00E-08	kg
			Cadmium	1,00E-08	kg
			Chrom	6,80E-09	kg
			Kupfer	1,00E-08	kg
			Nickel	8,50E-09	kg
			Quecksilber	5,70E-08	kg
		Zink	2,50E-07	kg	
	NOx		4,14E-04	kg	
	Partikel		1,32E-05	kg	
	Schwefeldioxid		7,22E-05	kg	
	VOC (L)	NMVOC (L)	NMVOC, halog. (L)	Chlorbenzole	1,00E-09
Chlorphenole				5,00E-09	kg
PCB			5,00E-10	kg	
PCDD, PCDF			4,52E-11	kg	
PAK (L)		PAK, un spez.	5,00E-10	kg	
TOC		8,00E-06	kg		
Energieträger, sekundär	Energie, elektrisch		1,62E+03	kJ	
	Energie, termisch		9,00E+02	kJ	
Mineralien	Gips (REA)		1,04E-02	kg	

Wasser	Abwasser (Prozess)	9,80E-01	kg
	Wasserdampf	7,13E-01	kg
<b>SUMME</b>		2,52E+03	kJ
		2,45E+00	kg

### Modul 17. Müllverbrennungsanlage Szenarium 2

INPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle, hausmüllähnlich	1,00E+00	kg
KEA	KEA, fossil gesamt			9,29E+01	kJ
Mineralien	Calciumhydroxid			1,65E-02	kg
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl		2,32E-03	kg
Wasser	Wasser (Prozess)			1,30E+00	kg
<b>SUMME</b>				9,29E+01	kJ
				2,32E+00	kg

OUTPUT					Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle (RGR)		1,32E-02	kg
			Aschen u. Schlacken		1,80E-02	kg
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Aschen u. Schlacken		2,82E-01	kg
			Stahlschrott, unspez.		3,00E-02	kg
Emissionen (L)	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak			2,33E-03	kg
		Chlorwasserstoff			4,10E-03	kg
		Fluorwasserstoff			4,00E-05	kg
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, regenerativ		3,95E-01	kg
		Kohlenmonoxid			2,00E-03	kg
		Metalle (L)	Arsen		3,57E-06	kg
			Blei		1,10E-05	kg
			Cadmium		3,00E-07	kg
			Chrom		5,36E-06	kg
			Kupfer		6,00E-07	kg
			Nickel		3,57E-06	kg
			Quecksilber		2,55E-06	kg
		Zink		4,50E-05	kg	
	NOx			1,30E-03	kg	
	Partikel			4,00E-04	kg	
	Schwefeldioxid			3,30E-03	kg	
	VOC (L)	NMVOC (L)	NMVOC, halog. (L)	Chlorbenzole	2,08E-07	kg
				Chlorphenole	1,04E-06	kg
				PCB	1,04E-07	kg
				PCDD, PCDF	1,53E-07	kg
PAK (L)		PAK, unspez.	1,04E-07	kg		
TOC			1,67E-03	kg		
Energieträger, sekundär		Energie, elektrisch			1,62E+03	kJ
	Energie, termisch			9,00E+02	kJ	
Mineralien	Gips (REA)			1,04E-02	kg	
Wasser	Abwasser (Prozess)			8,80E-01	kg	
	Wasserdampf			7,13E-01	kg	
<b>SUMME</b>				2,52E+03	kJ	
				2,36E+00	kg	

### Modul 18. Kläranlage Szenarium 1

INPUT			Menge	Einheit
KEA	KEA (Kernenergie)		1,37E+00	kJ
	KEA (Wasserkraft)		7,83E-02	kJ

	KEA, fossil gesamt		2,70E+00	kJ	
	KEA, unspez.		5,19E-02	kJ	
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdgas	8,45E-06	kg	
		Erdöl	7,12E-06	kg	
		Kohlen (RiL)	Braunkohle	1,08E-04	kg
			Steinkohle	3,63E-06	kg
			Kohle, unspez.	3,67E-05	kg
	Nichtenergieträger (RiL)	Mineralien (RiL)	Kalkstein	1,16E-04	kg
	Natriumchlorid		1,82E-05	kg	
	Sand		3,00E-09	kg	
Wasser	Abwasser (Prozess)		1,00E+00	kg	
	Kühlwasser		6,63E-03	kg	
	Wasser (Prozess)		1,51E-04	kg	
<b>SUMME</b>			4,20E+00	kJ	
			1,01E+00	kg	

OUTPUT				Menge	Einheit	
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle, hausmüllähnlich	1,50E-08	kg	
			Abraum	1,53E-05	kg	
			Aschen u. Schlacken	5,73E-06	kg	
			Sondermüll	1,03E-08	kg	
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Aschen u. Schlacken	1,59E-05	kg	
	Abfälle, un spezifiziert		1,95E-07	kg		
Emissionen (L)	Staub			9,47E-06	kg	
	Verbindungen, anorg. (L)	Ammoniak		1,20E-09	kg	
		Chlorwasserstoff		1,21E-08	kg	
		Distickstoffmonoxid		2,31E-08	kg	
		Fluorwasserstoff		3,51E-10	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil		2,53E-04	kg
			Kohlendioxid, regenerativ		2,76E-04	kg
		Kohlenmonoxid		7,06E-08	kg	
		Metalle (L)	Metalle, unspez.		3,00E-11	kg
	NOx			5,14E-07	kg	
	Schwefeldioxid			9,09E-07	kg	
	VOC (L)	Methan, fossil		5,41E-07	kg	
NM VOC (L)		NM VOC, unspez.	1,00E-08	kg		
VOC (Kohlenwasserstoffe)		9,00E-08	kg			
Emissionen (W)	Emissionen (W)	Feststoffe, unspez.		3,08E-08	kg	
		Phosphorverbind. als P		6,60E-07	kg	
		Stickstoffverbindungen (W)	Ammonium		2,88E-06	kg
			Stickstoffverbind. als N		8,75E-06	kg
	Indikatorparameter	BSB-5		4,50E-11	kg	
	CSB		3,93E-05	kg		
Mineralien	Gips (REA)		4,45E-06	kg		
Wasser	Abwasser (Kühlwasser)		6,46E-03	kg		
	gereinigtes Wasser (Prozess)		1,00E+00	kg		
	Wasserdampf		2,90E-04	kg		
<b>SUMME</b>			1,01E+00	kg		

## Modul 18. Kläranlage Szenarium 2

INPUT			Menge	Einheit	
Chemische Grundstoffe	Chemische Grundstoffe, anorg.	Chlor	1,30E-05	kg	
KEA	Energie, unspez.		6,32E+00	kJ	
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl-Äquivalent		1,58E-04	kg
	Nichtenergieträger (RiL)	Mineralien (RiL)	Aluminiumsulfat	1,69E-04	kg
Kalkstein			6,70E-05	kg	

			Sand	3,00E-09	kg
Wasser	Abwasser			1,00E+00	kg
	Kühlwasser			6,63E-03	kg
	Wasser (Prozess)			1,51E-04	kg
<b>SUMME</b>				6,32E+00	kJ
				1,01E+00	kg

OUTPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle, un spezifiziert	4,10E-05	kg
			Aschen u. Schlacken	1,50E-05	kg
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Aschen u. Schlacken	2,85E-04	kg
Emissionen (L)	Faulgas, diffus			1,30E-04	m <sup>3</sup>
	Verbindungen, anorg. (L)	Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, regenerativ	1,02E-04	kg
	VOC (L)	Methan, regenerativ		5,62E-05	kg
Emissionen (W)	Emissionen (W)	Feststoffe, un spez.		3,00E-05	kg
		Phosphorverbind. als P		5,60E-06	kg
		Stickstoffverbindungen (W)	Ammonium	1,24E-05	kg
			Stickstoffverbind. als N	2,48E-05	kg
	Indikatorparameter	BSB-5	3,24E-05		kg
		CSB	1,09E-04		kg
Wasser	Abwasser (Kühlwasser)			6,46E-03	kg
	gereinigtes Wasser (Prozess)			1,00E+00	kg
	Wasserdampf			2,90E-04	kg
<b>SUMME</b>				1,01E+00	kg

### Modul 18. Kläranlage Szenarium 3

INPUT				Menge	Einheit
Chemische Grundstoffe	Chemische Grundstoffe, anorg.	Chlor		1,20E-05	kg
KEA	Energie, un spez.			6,32E+00	kJ
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl-Äquivalent		1,58E-04	kg
	Nichtenergieträger (RiL)	Mineralien (RiL)	Aluminiumsulfat	1,48E-04	kg
			Kalkstein	6,00E-05	kg
Sand			3,00E-09	kg	
Wasser	Abwasser			1,00E+00	kg
	Kühlwasser			6,63E-03	kg
	Wasser (Prozess)			1,51E-04	kg
<b>SUMME</b>				6,32E+00	kJ
				1,01E+00	kg

OUTPUT				Menge	Einheit
Abfälle	Abfälle zur Beseitigung (AzB)	Abfälle, sonstige	Abfälle, un spezifiziert	4,10E-05	kg
			Aschen u. Schlacken	1,50E-05	kg
	Abfälle zur Verwertung (AzV)	Abfälle, sonstige (AzV)	Aschen u. Schlacken	2,85E-04	kg
Emissionen (L)	Faulgas, diffus			1,30E-04	m <sup>3</sup>
	Verbindungen, anorg. (L)	Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, regenerativ	1,02E-04	kg
	VOC (L)	Methan, regenerativ		5,62E-05	kg
Emissionen (W)	Emissionen (W)	Feststoffe, un spez.		5,21E-05	kg
		Phosphorverbind. als P		6,51E-06	kg
		Stickstoffverbindungen (W)	Ammonium	1,47E-05	kg
			Stickstoffverbind. als N	2,94E-05	kg
	Indikatorparameter	BSB-5	5,37E-05		kg
		CSB	1,54E-04		kg
Wasser	Abwasser (Kühlwasser)			6,46E-03	kg
	gereinigtes Wasser (Prozess)			1,00E+00	kg

	Wasserdampf	2,90E-04	kg
<b>SUMME</b>		1,01E+00	kg

### Modul 19. Allgemeine Transporte Szenarium 1

INPUT			Menge pro 1000 tkm	Einheit
KEA	KEA, fossil gesamt		1,40E+06	kJ
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl	3,50E+01	kg
Verpackung	Getränkeverpackungen, un spez.		1,00E+03	kg
<b>SUMME</b>			1,40E+06	kJ
			1,04E+03	kg

OUTPUT				Menge pro 1000 tkm	Einheit		
Emissionen (L)	Staub			5,90E-02	kg		
	Verbindungen, anorg. (L)	Distickstoffmonoxid			1,26E-04	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil		1,04E+02	kg	
			Kohlenmonoxid		2,37E-01	kg	
		Metalle (L)	Arsen		7,38E-07	kg	
			Cadmium		1,85E-06	kg	
			Chrom		9,20E-07	kg	
			Nickel		7,51E-05	kg	
		NOx		1,22E+00	kg		
		Schwefeldioxid		1,52E-01	kg		
		VOC (L)	Methan, fossil		2,24E-02	kg	
	NMVOC (L)		Benzol		3,02E-04	kg	
			NMVOC, halog. (L)	PCDD		2,81E-12	kg
				NMVOC, un spez.		2,45E-02	kg
			PAK (L)	Benzo(a)pyren		1,57E-07	kg
	VOC (un spez.)		1,22E-01	kg			
	Verpackung	Getränkeverpackungen, un spez.		1,00E+03	kg		
<b>SUMME</b>			1,11E+03	kg			

### Modul 19. Allgemeine Transporte Szenarien 2 und 3

INPUT			Menge pro 1000 tkm	Einheit
KEA	KEA, fossil gesamt		1,46E+06	kJ
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl	3,65E+01	kg
Verpackung	Getränkeverpackungen, un spez.		1,00E+03	kg
<b>SUMME</b>			1,40E+06	1,46E+06
			1,04E+03	1,04E+03

OUTPUT				Menge pro 1000 tkm	Einheit	
Emissionen (L)	Staub			1,61E-01	kg	
	Verbindungen, anorg. (L)	Distickstoffmonoxid			3,43E-04	kg
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil		2,83E+02	kg
			Kohlenmonoxid		6,65E-01	kg
		Metalle (L)	Arsen		2,01E-06	kg
			Cadmium		5,04E-06	kg
			Chrom		2,51E-06	kg
			Nickel		2,05E-04	kg
		NOx		2,62E+00	kg	
	Schwefeldioxid		4,14E-01	kg		

	VOC (L)	Methan, fossil		5,00E-02	kg	
		NMVOC (L)	Benzol		6,73E-04	kg
			NMVOC, halog. (L)	PCDD	6,27E-12	kg
			NMVOC, unspez.		5,46E-02	kg
			PAK (L)	Benzo(a)pyren	3,50E-07	kg
VOC (unspez.)		2,72E-01	kg			
Verpackung	Getränkeverpackungen, unspez.			1,00E+03	kg	
<b>SUMME</b>				<b>1,29E+03</b>	<b>kg</b>	

### Modul 20. Mülltransporte Szenarium 1

INPUT			Menge pro 1000 tkm	Einheit
KEA	KEA, fossil gesamt		3,51E+06	kJ
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl	8,77E+01	kg
Verpackung	Getränkeverpackungen, unspez.		1,00E+03	kg
<b>SUMME</b>			<b>1,40E+06</b>	<b>1,59E+07</b>
			<b>1,04E+03</b>	<b>1,09E+03</b>

OUTPUT			Menge pro 1000 tkm	Einheit		
Emissionen (L)	Staub		2,14E-01	kg		
	Verbindungen, anorg. (L)	Distickstoffmonoxid		3,16E-04	kg	
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil	2,60E+02	kg	
		Kohlenmonoxid		1,24E+00	kg	
		Metalle (L)	Arsen		1,85E-06	kg
			Cadmium		4,63E-06	kg
			Chrom		2,30E-06	kg
			Nickel		1,88E-04	kg
		NOx		2,18E+00	kg	
	Schwefeldioxid		3,82E-01	kg		
	VOC (L)	Methan, fossil		5,60E-02	kg	
		NMVOC (L)	Benzol		7,56E-04	kg
			NMVOC, halog. (L)	PCDD	0,00E+00	kg
			NMVOC, unspez.		6,13E-02	kg
			PAK (L)	Benzo(a)pyren	3,93E-07	kg
VOC (unspez.)		7,40E-01	kg			
Verpackung	Getränkeverpackungen, unspez.		1,00E+03	kg		
<b>SUMME</b>			<b>1,26E+03</b>	<b>kg</b>		

### Modul 20. Mülltransporte Szenarien 2 und 3

INPUT			Menge pro 1000 tkm	Einheit
KEA	KEA, fossil gesamt		3,68E+06	kJ
Rohstoffe in Lagerstätten (RiL)	Energieträger (RiL)	Erdöl	9,21E+01	kg
Verpackung	Getränkeverpackungen, unspez.		1,00E+03	kg
<b>SUMME</b>			<b>1,40E+06</b>	<b>3,68E+06</b>
			<b>1,04E+03</b>	<b>1,09E+03</b>

OUTPUT			Menge pro 1000 tkm	Einheit	
Emissionen (L)	Staub		5,83E-01	kg	
	Verbindungen, anorg. (L)	Distickstoffmonoxid		8,61E-04	kg
		Kohlendioxid (L)	Kohlendioxid, fossil	7,09E+02	kg
		Kohlenmonoxid		3,48E+00	kg

		Metalle (L)	Arsen	5,04E-06	kg	
			Cadmium	1,26E-05	kg	
			Chrom	6,27E-06	kg	
			Nickel	5,12E-04	kg	
		NOx	4,68E+00	kg		
		Schwefeldioxid	1,04E+00	kg		
	VOC (L)		Methan, fossil	1,25E-01	kg	
			NMVOC (L)	Benzol	1,69E-03	kg
				NMVOC, halog. (L)   PCDD	0,00E+00	kg
				NMVOC, un spez.	1,37E-01	kg
				PAK (L)   Benzo(a)pyren	8,76E-07	kg
VOC (un spez.)	1,65E+00	kg				
Verpackung	Getränkeverpackungen, un spez.		1,00E+03	kg		
<b>SUMME</b>			<b>1,72E+03</b>	<b>kg</b>		

## ANHANG C ERGEBNISSE DER WIRKUNGSABSCHÄTZUNG

### *Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“*

GWP in kg CO <sub>2</sub> -Äquivalenten pro 1000 Getränkekartons			
Module	Szen. 3	Szen. 2	Szen. 1
1	12,4	12,4	12,4
2	0,4	0,4	0,4
3	0,3	0,3	0,3
4	1,2	1,2	1,2
5	10,5	10,5	10,5
6	15,6	15,6	15,6
7	9,5	9,5	9,5
8	9,7	9,7	4,8
9	1,4	1,4	1,4
15	46,1	45,1	11,8
18	8,7	8,7	1,0
19 (außer 19e)	23,0	3,4	0,9
19e	26,3	12,3	3,2
20	0,4	0,8	0,3
<b>Summe</b>	<b>165,48</b>	<b>131,33</b>	<b>73,40</b>

### *Wirkungskategorie „Photooxidantienbildung“*

Photooxidierungspotential in kg Ethen-Äquivalenten pro 1000 Getränkekartons			
Module	Szen. 3	Szen. 2	Szen. 1
1	0,00089	0,00089	0,00089
2	0,00003	0,00003	0,00003
3	0,00016	0,00016	0,00016
4	0,00403	0,00403	0,00403
5	0,05454	0,05454	0,05454
6	0,00398	0,00398	0,00398
7	0,01299	0,01299	0,01299
8	0,00073	0,00073	0,00037
9	0,00043	0,00043	0,00043
15	0,01538	0,01507	0,00397
17	0,00000	0,00044	0,00002
18	0,00289	0,00289	0,00016
19 (außer 19e)	0,01023	0,00153	0,00048
19e	0,01169	0,00546	0,00175
20	0,00040	0,00076	0,00040
<b>Summe</b>	<b>0,118</b>	<b>0,104</b>	<b>0,084</b>

**Wirkungskategorie „Terrestrische Eutrophierung“**

<b>Eutrophierungspotential in kg Phosphor-Äquivalenten pro 1000 Getränkekartons</b>			
<b>Module</b>	<b>Szen. 3</b>	<b>Szen. 2</b>	<b>Szen. 1</b>
1	0,0020	0,0020	0,0020
2	0,0003	0,0003	0,0003
3	0,0004	0,0004	0,0004
4	0,0002	0,0002	0,0002
5	0,0122	0,0122	0,0122
6	0,0008	0,0008	0,0008
7	0,0032	0,0032	0,0032
8	0,0027	0,0027	0,0013
9	0,0008	0,0008	0,0008
15	0,0000	0,0000	0,0000
17	0,0000	0,0006	0,0003
18	0,0000	0,0000	0,0003
19 (außer 19e)	0,0275	0,0041	0,0014
19e	0,0315	0,0147	0,0049
20	0,0004	0,0007	0,0004
<b>Summe</b>	<b>0,082</b>	<b>0,043</b>	<b>0,028</b>

**Wirkungskategorie „Aquatische Eutrophierung“**

<b>Eutrophierungspotential in kg Phosphor-Äquivalenten pro 1000 Getränkekartons</b>			
<b>Module</b>	<b>Szen. 3</b>	<b>Szen. 2</b>	<b>Szen. 1</b>
1	0,0000	0,0000	0,0000
5	0,0004	0,0004	0,0004
6	0,0355	0,0355	0,0214
7	0,0002	0,0002	0,0002
8	0,0022	0,0022	0,0017
9	0,0000	0,0000	0,0000
15	0,0027	0,0026	0,0002
16	0,0000	0,0000	0,0000
18	0,2068	0,1733	0,0146
<b>Summe</b>	<b>0,248</b>	<b>0,214</b>	<b>0,039</b>

**Wirkungskategorie „Versauerung“**

<b>Versauerungspotential in kg SO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro 1000 Getränkekartons</b>			
<b>Module</b>	<b>Szen. 3</b>	<b>Szen. 2</b>	<b>Szen. 1</b>
1	0,0655	0,0655	0,0655
2	0,0016	0,0016	0,0016
3	0,0022	0,0022	0,0022
4	0,0025	0,0025	0,0025
5	0,1372	0,1372	0,1372
6	0,0351	0,0351	0,0351
7	0,0484	0,0484	0,0484
8	0,0376	0,0376	0,0188
9	0,0080	0,0080	0,0080
15	0,0001	0,0001	0,0002
17	0,0000	0,0077	0,0020
18	0,0000	0,0000	0,0049
19 (außer 19e)	0,1818	0,0271	0,0086
19e	0,2079	0,0970	0,0310
20	0,0025	0,0048	0,0025
<b>Summe</b>	<b>0,730</b>	<b>0,475</b>	<b>0,368</b>

**Wirkungskategorie „Energieverbrauch“**

<b>Energieverbrauch in kg Rohöl-Äquivalenten pro 1000 Getränkekartons</b>			
<b>Module</b>	<b>Szen. 3</b>	<b>Szen. 2</b>	<b>Szen. 1</b>
1	2,336	2,336	2,336
2	0,084	0,084	0,092
3	0,091	0,091	0,091
4	0,098	0,098	0,098
5	10,216	10,216	10,216
6	1,897	1,897	1,897
7	1,201	1,201	1,201
8	2,540	2,540	0,831
9	0,271	0,271	0,271
10	7,668	7,668	7,668
12	0,002	0,002	0,002
13	0,000	0,000	0,001
14	0,000	0,000	0,000
15	0,017	0,017	0,021
16	0,000	0,000	0,001
17	0,000	0,001	0,014
18	1,046	1,046	0,084
19 (außer 19e)	2,952	0,441	0,299
19e	3,375	1,575	1,079
20	0,054	0,103	0,114
<b>Summe</b>	<b>33,85</b>	<b>29,59</b>	<b>26,32</b>

**Wirkungskategorie „Materialienverbrauch“**

<b>Materialienverbrauch in kg pro 1000 Getränkekartons</b>			
<b>Module</b>	<b>Szen. 3</b>	<b>Szen. 2</b>	<b>Szen. 1</b>
1	5,0317	5,0317	5,0317
2	0,0543	0,0543	0,0543
3	25,7410	25,7410	25,7410
4	0,0077	0,0077	0,0077
5	0,0679	0,0679	0,0679
6	81,3673	81,3673	81,3673
7	0,0572	0,0572	0,3619
8	4,7783	4,7783	2,3907
9	0,0046	0,0046	0,0046
15	0,0006	0,0006	0,0015
16	0,0000	0,0000	0,0000
17	0,0000	0,0104	0,0902
18	0,4412	0,4927	0,5122
<b>Summe</b>	<b>117,55</b>	<b>117,61</b>	<b>115,63</b>

**Wirkungskategorie „Wasserverbrauch“**

<b>Wasserverbrauch in kg pro 1000 Getränkekartons</b>			
<b>Module</b>	<b>Szen. 3</b>	<b>Szen. 2</b>	<b>Szen. 1</b>
1	203,9	203,9	203,9
4	13,3	13,3	13,3
5	188,5	188,5	188,5
6	6381,3	6381,3	2156,4
7	228,1	228,1	228,1
8	162,3	162,3	121,1
9	21,6	21,6	21,6
10	1250,0	1250,0	1250,0
15	0,0	0,0	5,4
16	0,0	0,0	0,0
17	0,0	0,8	7,3
18	49,9	49,9	25,9
<b>Summe</b>	<b>8498,7</b>	<b>8499,6</b>	<b>4221,4</b>

**Wirkungskategorie „Forstflächenverbrauch“**

<b>Forstflächenverbrauch in m<sup>2</sup> pro 1000 Getränkekartons</b>			
<b>Module</b>	<b>Szen. 3</b>	<b>Szen. 2</b>	<b>Szen. 1</b>
3	19,862	19,862	19,799
6	21,406	21,406	21,411
8	8,882	8,882	0,000
<b>Summe</b>	<b>50,15</b>	<b>50,15</b>	<b>41,21</b>

**Wirkungskategorie „Deponieflächenverbrauch“**

<b>Deponieflächenverbrauch in m<sup>2</sup> pro 1000 Getränkekartons</b>			
<b>Module</b>	<b>Szen. 3</b>	<b>Szen. 2</b>	<b>Szen. 1</b>
15	0,00565	0,00338	0,00046
17	0,00007	0,00007	0,00003
<b>Summe</b>	<b>0,0057</b>	<b>0,0035</b>	<b>0,0005</b>

**Wirkungskategorie „Toxische Schädigung des Menschen“**

<b>Toxische Substanzen in kg pro 1000 Getränkekartons</b>			
<b>Module</b>	<b>Szen. 3</b>	<b>Szen. 2</b>	<b>Szen. 1</b>
1	0,1608	0,1608	0,1608
2	0,0004	0,0004	0,0004
3	0,0010	0,0010	0,0010
4	0,0023	0,0023	0,0023
5	0,1014	0,1014	0,1014
6	0,0830	0,0830	0,0830
7	0,0389	0,0389	0,0389
8	0,0283	0,0283	0,0141
9	0,0058	0,0058	0,0058
15	0,0000	0,0000	0,0002
16	0,0000	0,0000	0,0000
17	0,0000	0,0036	0,0009
18	0,0000	0,0000	0,0399
19 (außer 19e)	0,1004	0,0150	0,0038
19e	0,1148	0,0536	0,0138
20	0,0030	0,0057	0,0024
<b>Summe</b>	<b>0,640</b>	<b>0,500</b>	<b>0,469</b>

**Wirkungskategorie „Toxische Schädigung der Organismen und Ökosysteme“**

<b>Toxische Substanzen in kg pro 1000 Getränkekartons</b>			
<b>Module</b>	<b>Szen. 3</b>	<b>Szen. 2</b>	<b>Szen. 1</b>
1	0,0731	0,0731	0,0731
2	0,0023	0,0023	0,0023
3	0,0030	0,0030	0,0030
4	0,0029	0,0029	0,0029
5	0,1661	0,1661	0,1661
6	0,0995	0,0995	0,0658
7	0,0545	0,0545	0,0545
8	0,0389	0,0389	0,0195
9	0,0097	0,0097	0,0097
15	0,0241	0,0229	0,0025
16	0,0000	0,0000	0,0000
17	0,0000	0,0044	0,0026
18	0,1082	0,0911	0,0164
19 (außer 19e)	0,2454	0,0366	0,0117
19e	0,2805	0,1309	0,0423
20	0,0034	0,0064	0,0033
<b>Summe</b>	<b>1,112</b>	<b>0,742</b>	<b>0,476</b>

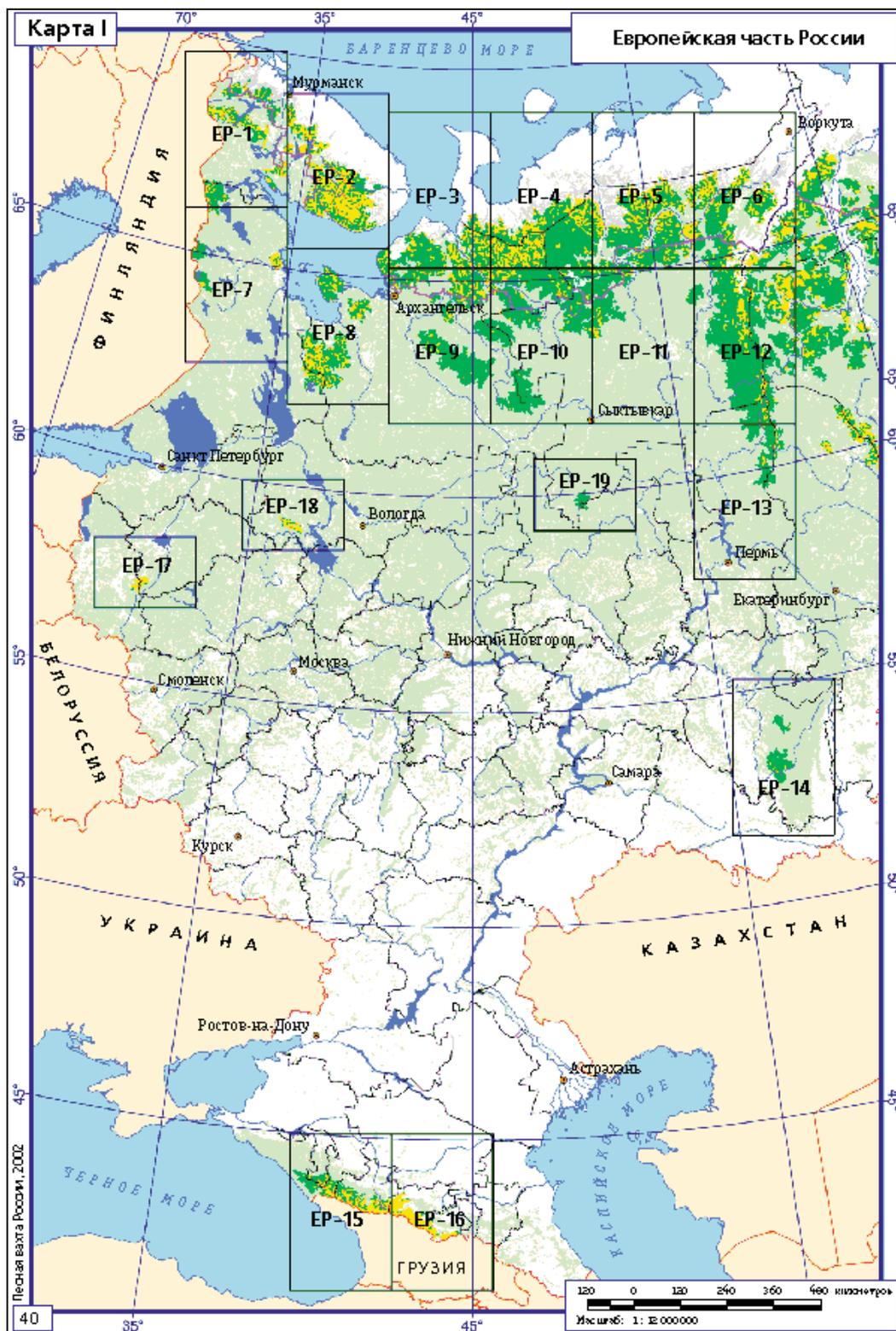
**Wirkungskategorie „Abfallmenge“**

<b>Abfallmenge in kg pro 1000 Getränkekartons</b>			
<b>Module</b>	<b>Szen. 3</b>	<b>Szen. 2</b>	<b>Szen. 1</b>
1	1,5183	1,5183	1,5183
2	0,0098	0,0098	0,0098
4	0,0176	0,0176	0,0176
5	0,3094	0,3094	0,3094
6	1,0505	1,0505	1,0505
7	0,4995	0,4995	0,4995
8	3,8027	3,8027	1,9179
9	0,0226	0,0226	0,0226
10	1,7042	1,7042	1,7042
13	0,0000	0,0000	1,4294
15	0,0000	0,0000	0,0069
16	0,0000	0,0000	0,0000
17	0,0196	0,0000	0,1779
18	0,4118	0,2668	0,0804
<b>Summe</b>	<b>9,37</b>	<b>9,20</b>	<b>8,74</b>

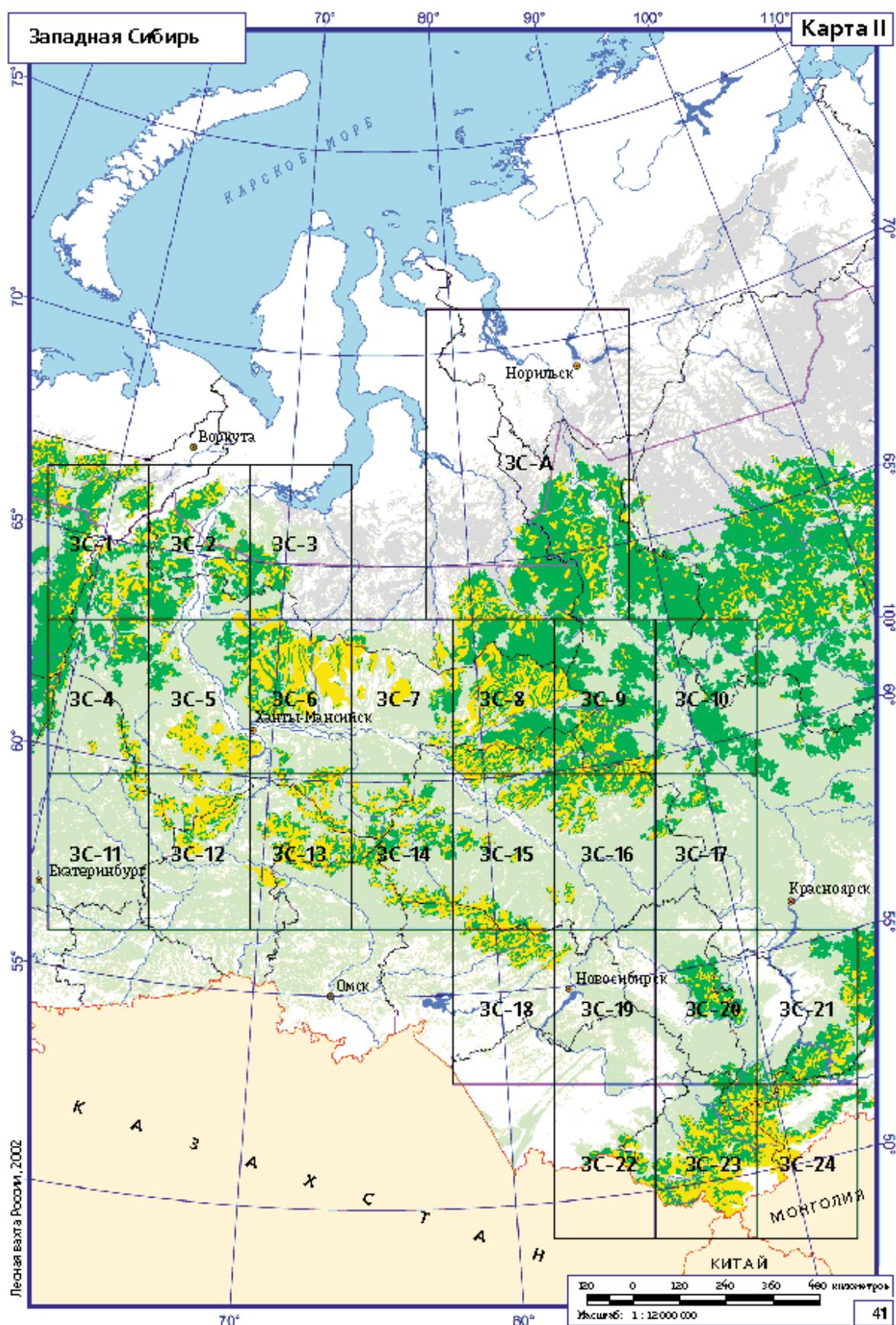
## ANHANG D

### URWALDGEBIETE INNERHALB DER RUSSISCHEN FÖDERATION

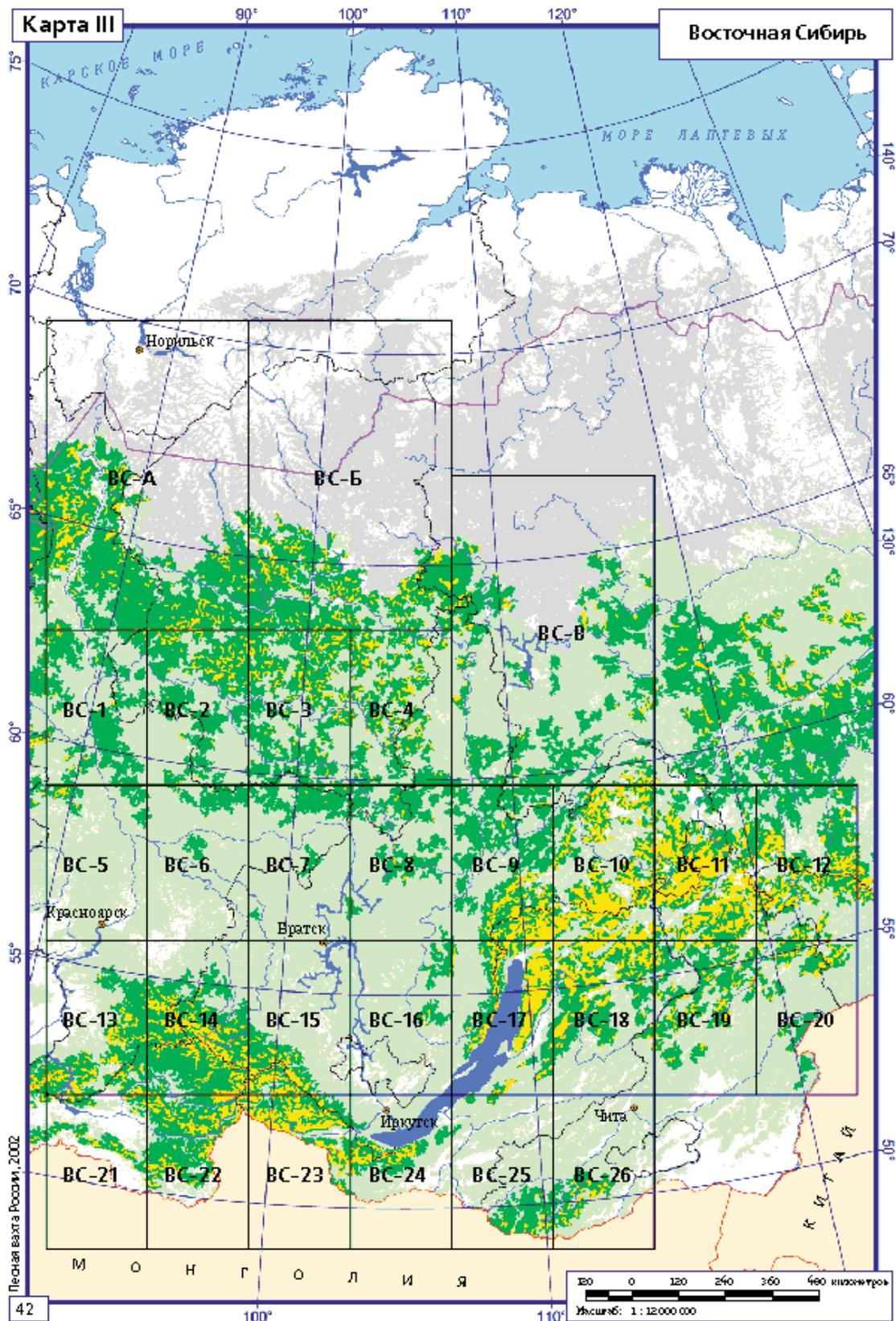
*Übersichtskarte des Europäischen Teils Russlands und des Uralgebietes*



Übersichtskarte des Westsibiriens



### Übersichtskarte des Ostsibiriens



---

*Legende zur Karte der Urwaldgebiete innerhalb der Russischen Föderation*

**Wohlbehaltene Territorien**



Wälder



Nicht-Wälder



Grenzen der wohlbehaltenen bewaldeten Territorien

**Andere Territorien**



Verletzte Wälder innerhalb der untersuchten Gebiete



Wälder außerhalb der untersuchten Gebiete



Nicht bewaldete Territorien